

PERFIL DA COMUNIDADE PLANCTÓNICA DA ALBUFEIRA DE CRESTUMA-LEVER

Laura Joana Marques Pires

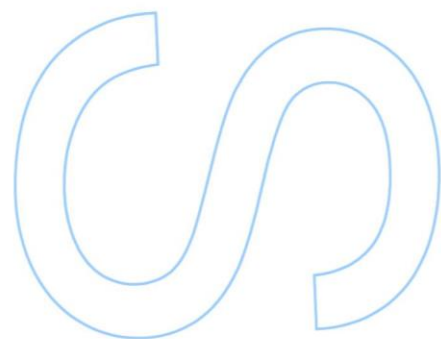
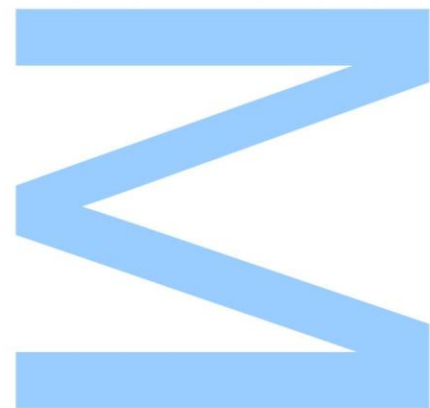
Mestrado em Biologia e Gestão da Qualidade da Água
Departamento de Biologia
2014

Orientador

Doutora Sara Cristina Ferreira Marques Antunes, Professora Auxiliar
Convidada do Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da
Universidade do Porto

Coorientador

Doutora Maria da Natividade Vieira, Professora Associada com
Agregação do Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da
Universidade do Porto

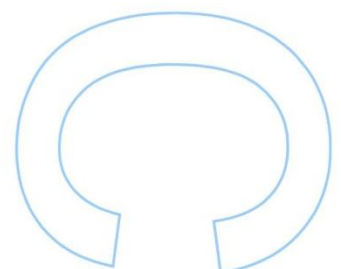
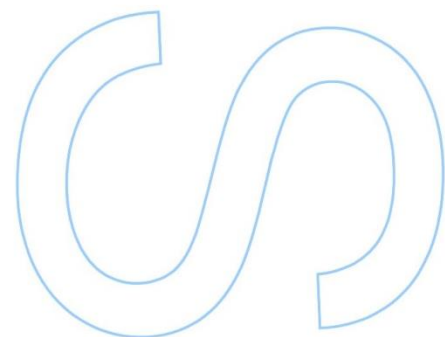
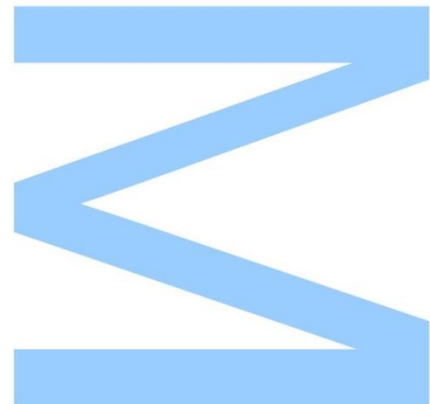




Todas as correções determinadas
pelo júri, e só essas, foram efetuadas.

O Presidente do Júri,

Porto, ____/____/____



Dissertação submetida à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto para a obtenção do grau de Mestre em Biologia e Gestão da Qualidade da Água, da responsabilidade do Departamento de Biologia.

A presente tese foi desenvolvida sob a orientação científica da Doutora Sara Cristina Antunes, Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto; e co-orientação científica da Doutora Maria da Natividade Vieira, Professora Associada com Agregação do Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

Agradecimentos

Não poderia deixar de agradecer a todas as pessoas que, de alguma forma, contribuíram para a concretização desta dissertação e que me apoiaram ao longo destes 6 anos na Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

Quero, primeiramente, agradecer às minhas orientadoras, Professora Doutora Sara Antunes e Professora Doutora Natividade Vieira, pelas saídas de campo, apoio e ajuda no laboratório, pela disponibilidade, incentivo, paciência e compreensão durante este ano.

A todos os colegas de laboratório pelo apoio e interajuda.

A todos os professores da Faculdade de Ciências que contribuíram para a minha formação académica.

À Mariana Cruz pelo companheirismo e amizade.

À Diana Silva, ao David Cunha, à Cristina Ferreira, à Elvira Oliveira, à Tânia Fernandes e à Edna Azevedo, meus companheiros de batalha desde o início.

Ao Ivo Rocha, pelo apoio, carinho, paciência e compreensão que sempre demonstrou.

Aos meus pais. Sem eles, nada disto seria possível.

Àqueles que não foram mencionados e que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

Um grande Bem-haja!

Resumo

A Directiva Quadro da Água (DQA) do Parlamento Europeu foi transposta para ordem jurídica nacional, através da Lei da Água pelos Decreto – Lei nº 58/2005 e Decreto – Lei nº 77/2006. A DQA estabelece um quadro de ação comunitária, no domínio da política da água que prevê a proteção, conservação e gestão sustentável da água e da sua qualidade em todos os estados membros até 2015. As albufeiras enquadram-se neste regime, e segundo as métricas da DQA o fitoplâncton é referido como um dos indicadores biológicos para a classificação deste tipo de massa de água. No entanto, existem outros constituintes planctónicos, nomeadamente o zooplâncton, que apresentam um papel fundamental no equilíbrio do ecossistema e na transferência de energia na teia trófica. Assim, o principal objetivo do presente estudo foi avaliar a qualidade da massa de água da albufeira de Crestuma-Lever tendo em conta as métricas propostas pela DQA (parâmetros físicos e químicos e fitoplâncton), ao longo de um ano de amostragem (outubro de 2012 a outubro de 2013) em dois pontos de amostragem (“Marina” e “Crestuma”). Adicionalmente, foi efetuado o levantamento do perfil de organismos zooplânctónicos ao longo do período de amostragem de modo a avaliar qual o seu contributo para a classificação da massa de água da albufeira. Assim foi possível identificar e perceber o perfil anual da comunidade planctónica (fitoplâncton e zooplâncton) na albufeira de Crestuma-Lever. *In situ*, foram medidos parâmetros físicos e químicos: pH, condutividade, temperatura, disco de Secchi, oxigénio dissolvido, total de sólidos dissolvidos (TDS). No laboratório foram quantificados alguns nutrientes: amónia, nitratos, nitritos e fosfatos, clorofila *a*, CBO₅ (Carência Bioquímica de Oxigénio), turbidez e COD (Carbono Orgânico Dissolvido). Relativamente aos parâmetros físicos e químicos os resultados revelaram que a massa de água da albufeira de Crestuma-Lever apresenta valores abaixo dos valores limiares propostos para albufeiras do tipo norte, não apresentando deste modo sinais de deterioração. Na classificação da massa de água tendo em conta o Rácio da Qualidade Ecológica (RQE), calculado através do indicador biológico fitoplâncton, a albufeira de Crestuma-Lever apresentou sempre uma boa qualidade. De acordo com os parâmetros propostos pela DQA, os dados obtidos pelos parâmetros físicos e químicos, corroboraram os resultados obtidos de RQE sobre o fitoplâncton, na classificação final da massa de água. Os organismos fitoplanctónicos que apresentaram uma maior predominância ao longo do período de estudo foram as diatomáceas (*Bacillariophyceae*), nomeadamente espécies dos géneros *Cyclotella* spp.,

Fragilaria spp., *Pinnularia spp.*, *Synedra spp.*, *Craticula spp.*, *Navicula spp.*, *Bacillaria spp.*, *Cymbella spp.* O perfil anual desta comunidade apresentou, regra geral, conformidade com o padrão de sucessão sazonal de fitoplâncton, típico de zonas temperadas. Relativamente à matriz obtida do perfil da comunidade zooplanctónica, os resultados demonstraram que as espécies predominantes ao longo do ano de amostragem e para ambos os locais foram, *Bosmina spp.* e *Moina spp.* (cladóceros) e copépodes do grupo dos Cyclopoida. Estes organismos são característicos de massas de água tendencialmente eutróficas, o que não corrobora, necessariamente, com os dados obtidos pela DQA.

Palavras-chave: zooplâncton, fitoplâncton, parâmetros físicos e químicos, qualidade da água, DQA, sistemas lênticos

Abstract

The Water Framework Directive (WFD) 2000/60/EC of the Parliament and of the Council of 23 October 2000 transposed to national juridical order, through Water Law for Decree Law nº 58/2005 of 29 December and for Decree Law nº 77/2006 of 30 March. The WFD establishes a new framework for community action in the field of water policy, to the protection, conservation and sustainable management of water and its quality for all states members, until 2015. The reservoirs set in this regime and according to WFD phytoplankton community was one of the biological indicators, for classification of this type of water mass. However, there are other planktonic organisms, namely zooplankton, which have a key role in the ecosystem balance and energy transfer in food chain. Thus, the main goal of present study was to assess the water mass quality of Crestuma-Lever reservoir taking account the matrices proposes by the WFD (physic and chemical parameters and phytoplankton) over a year sampling (October 2012 to October 2013) in two sampling sites (“Marina” and “Crestuma”). Additionally, the zooplankton profile was carried out during the sampling period, in order to assess its contribution for classification of reservoir water mass. Therefore, it was possible to identify and understand the annual profile of planktonic community of Crestuma-Lever reservoir. *In situ* several physical and chemical parameters were measured (pH, conductivity, temperature, Secchi disc, dissolved oxygen and TDS (Total Dissolved Solids). In laboratory nutrients were quantify: ammonia, phosphates, nitrates, nitrites and BOD₅, chlorophyll *a*, turbidity and DOC (Dissolved Organic Carbon) according DQA methodologies. Concerning physical and chemical results water mass of Crestuma-Lever reservoir showed values lower than the threshold values for north reservoir in water mass classification taking account the Ecological Quality Ratio (EQR) calculated through the phytoplankton biological indicator, Crestuma-Lever reservoir showed, for all sampling periods, a good to high quality. According to the WFD matrices, the physical and chemical data obtained are in agreement with the results obtained from phytoplankton EQR. The phytoplankton organisms which presented a higher predominance during the study period were diatoms (Bacillariophyceae) namely species of the genera *Cyclotella* spp., *Fragilaria* spp., *Pinnularia* spp., *Synedra* spp., *Craticula* spp., *Navicula* spp., *Bacillaria* spp., *Cymbella* spp. The annual profile of this community showed, in general, agreement with the seasonal standard succession of phytoplankton, typical of temperate zones. Relatively to the

zooplankton community profile, the results demonstrated that predominant zooplankton species over of the sampling periods and sites were *Bosmina spp.* e *Moina spp.* (cladocerans) and copepods from the Cyclopoida group. These species are characteristic of tendentiously eutrophic water masses with are partially contradictory to the results obtained by the WFD approach.

Keywords: zooplankton, phytoplankton, physical and chemical parameters, water quality, WFD, lentic ecosystems

Índice

	Pág.
Agradecimentos	I
Resumo	II
Abstract	IV
Lista de figuras	VII
Lista de tabelas	IX
Lista de abreviaturas	X
1. Introdução	1
Introdução Geral	2
Avaliação da qualidade da água em albufeiras	12
Avaliação física e química	12
Avaliação biológica	13
Avaliação hidromorfológica	14
A importância da comunidade planctónica em sistemas de água doce	15
Objetivos	17
2. Material e Métodos	19
Caracterização da área em estudo	20
Amostragem	22
Procedimentos laboratoriais	25
Análise de fitoplâncton	26
Análise da comunidade zooplanctónica	28
Tratamento de dados	28
3. Resultados e Discussão	29
Parâmetros físico-químicos	30
Parâmetros biológicos	38
Fitoplâncton	38
DQA - Normalização das componentes do elemento Fitoplâncton	42
Abundância Relativa e Riqueza Específica da comunidade zooplanctónica	44
4. Considerações finais	50
5. Referências bibliográficas	53

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1. Distribuição da água no planeta (a), da água doce (b) e da água de superfície (c). (Extraído de GeoFafe.blogspot.pt, 2014).	2
Figura 2. Ciclo hidrológico. (Adaptado de USGS, 2014).	3
Figura 3. Distribuição dos tipos de Albufeiras e Portugal. (Extraído de INAG, 2009c).	10
Figura 4. Esquema representativo dos conceitos de Estado Ecológico e Estado Químico. (Extraído de INAG, 2006).	11
Figura 5. Localização geográfica da área de estudo, conforme folha 134 (Foz do Sousa, Gondomar) da Carta Militar de Portugal do Instituto Geográfico do Exército, à escala de 1/25000.	20
Figura 6. Barragem de Crestuma-Lever, vista geral. (Extraído de http://dourovalley.eu .)	21
Figura 7. Esquema representativo da barragem de Crestuma-Lever, vista de cima. (Extraído de PNCLD, 1992).	22
Figura 8. Localização dos pontos de amostragem relativamente à barragem de Crestuma-Lever e à ETA de Lever. (Extraído de Google Maps, 2014).	23
Figura 9. Medição dos parâmetros físicos e químicos e disco de Secchi.	24
Figura 10. Amostragem de zooplâncton através do arrastamento da rede.	24
Figura 11. Alguns géneros de fitoplâncton identificados: a) <i>Pediastrum spp.</i> ; b) <i>Merismopedia spp.</i> Fotografia tirada pela autora. Objetiva de ampliação em microscópio ótico: 40 x).	27
Figura 12. Fotografias de exemplares de organismos zooplanctónicos: a) <i>Cladocera</i> , <i>Bosmina spp.</i> ; b) <i>Calanoida</i> ; c) <i>Cyclopoida</i> . Fotografias tiradas pela autora. (Objetiva de ampliação em microscópio: 40x).	28
Figura 13. Percentagens de biovolume dos grupos de fitoplâncton e sua variação temporal em Crestuma.	39
Figura 14. Percentagens relativas de biovolume dos grupos de fitoplâncton e sua variação temporal em Marina.	40
Figura 15. Resultados do RQE normalizado para o elemento de qualidade	44

biológica Fitoplâncton para *Crestuma* e *Marina*. A linha a tracejado no valor 0,6 indica a fronteira para a classificação da massa de água de Bom/Razoável para albufeiras do tipo Norte.

- | | | |
|------------|---|----|
| Figura 16. | Abundâncias relativas dos diversos grupos de zooplâncton em Crestuma, na albufeira de Crestuma-Lever. | 46 |
| Figura 17. | Abundâncias relativas dos diversos grupos de zooplâncton em Marina, na albufeira de Crestuma-Lever. | 47 |

Lista de tabelas

	Pág.
Tabela 1. Elementos de qualidade definidos pela DQA, para as diferentes massas de água (Adaptado de INAG, 2009a).	6
Tabela 2. Sensibilidade dos elementos de qualidade biológica a diferentes pressões antropogénicas em lagos e albufeiras (Adaptado de 2009a).	7
Tabela 3. Descrição dos tipos de albufeiras do Norte, Sul e de Curso Principal (Adaptado de INAG, 2009c).	9
Tabela 4. Parâmetros físicos e químicos de suporte a monitorizar em albufeiras (Adaptado de INAG, 2009a).	13
Tabela 5. Limites máximos para os parâmetros físico-químicos para o estabelecimento do bom potencial ecológico em albufeiras (Adaptado de INAG, 2009a).	13
Tabela 6. Indicadores para a avaliação do elemento biológico fitoplâncton em albufeiras (Adaptado de INAG, 2009b).	14
Tabela 7. Valores obtidos dos parâmetros físicos e químicos quantificados nas amostras de água dos dois pontos de amostragem ao longo do período do estudo. Indicação dos respetivos valores de limiar máximo para as albufeiras do tipo Norte (INAG, 2009a). A negrito encontram-se os valores que excederam os limiares máximos propostos pela DQA para cada parâmetro analisado.	35
Tabela 8. Valores obtidos da normalização dos respetivos RQE, para os indicadores Clorofila a, Biovolume Total, % de Biovolume de Cianobactérias e IGA, tendo em conta os valores de referência dos RQE na classificação de Bom/Razoável para albufeiras do tipo Norte. Os valores a negrito representam valores críticos abaixo do RQE para a classificação da massa de água de Bom/Razoável.	43

Lista de abreviaturas

APA	Agência Portuguesa de Ambiente
CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio
DQA	Diretiva Quadro da Água
ETA	Estação de Tratamento de Água
INAG	Instituto Nacional da Água
PNA	Plano Nacional da Água
PBH	Plano de Bacia Hidrográfica
RQE	Rácio de Qualidade Ecológica
PNCLD	Portuguese National Committee on Large Dams
POACL	Plano de Ordenamento da Albufeira de Crestuma-Lever
EDP	Energias De Portugal
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
RPM	Rotações Por Minuto
IGA	Índice de Grupo de Algas
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez

1. INTRODUÇÃO

1. Introdução Geral

A água constitui um recurso natural essencial a todas as formas de vida. Esta encontra-se em maior parte nos oceanos e mares (97% corresponde a água salgada). O Homem apenas dispõe de 3% de água doce (Figura 1b), e desta a grande parte está na forma de glaciares e icebergs (77%), não sendo facilmente acessível. A água superficial que está num modo acessível para o Homem ocupa uma pequena porção do volume global, e apenas parte desta se encontra no estado líquido (Gleick, 1996).

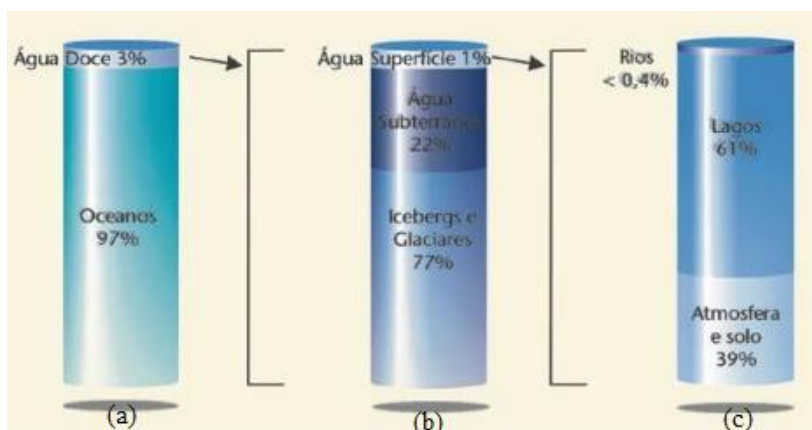


Figura 1. Distribuição da água no planeta (a), da água doce (b) e da água de superfície (c). (Extraído de GeoFafe.blogspot.pt, 2014).

Apesar de haver uma grande percentagem de água doce, esta encontra-se em aquíferos, nomeadamente em água subterrânea (cerca de 22%). No entanto, o Homem “prefere” utilizar, para seu proveito, água que esteja visível aos seus olhos - água superficial (cerca de 19%). A água doce é um recurso natural renovável, mas também é finito e limitado (Mendes & Oliveira, 2004), e o estilo de vida da sociedade actual resulta numa excessiva necessidade de consumo de água. Desta forma, é imperativa a existência de uma gestão sustentável deste recurso.

A água é um recurso natural dinâmico do planeta e o seu circuito descreve um ciclo em que circula entre vários reservatórios, apresentando diferentes estados físicos (Figura 2.). Desta forma, a água possui características inerentes que diferem ao longo de todo o ciclo hidrológico. Os principais fatores responsáveis por este ciclo são a incidência de luz solar através da transferência de calor, e a gravidade (Gálvez, 2011). A água existente nos oceanos, solos e águas continentais (rios, lagos, etc.) evapora, devido à incidência de luz solar e consequente aquecimento ascendendo para a atmosfera. As

nuvens (vapor de água) saturam, condensam e a água precipita na forma de chuva, neve ou granizo. A água, resultante desta condensação, cai nos continentes praticamente isenta de sais, e rapidamente se integra nos ciclos de vida dos seres vivos. Parte da água que precipita é interceptada pelo manto vegetal e evapora de imediato, outra parte escorre na superfície e volta ao seu ponto de partida (rios, albufeiras, oceanos, etc.) por escoamento superficial (Winter *et al.*, 1998). A outra fração consegue infiltrar-se no solo e rochas, através de fissuras e fraturas, e alcança os aquíferos onde é armazenada (Gálvez, 2011; Silva, 2013a). Esta água, mais tarde, pode voltar à superfície e entrar de novo no ciclo hidrológico através da evaporação direta do solo, pelo consumo e transpiração das plantas, e por extração através de atividades antropogénicas.



Figura 2. Ciclo hidrológico. (Adaptado de USGS, 2014)

A água superficial dulçaquícola pode encontrar-se em diversos reservatórios (rios, ribeiros, lagos, lagoas, albufeiras, etc.), e a sua qualidade reflete as características de espaço, tempo e "inputs" onde se integra (Mendes & Oliveira, 2004). A quantidade de água que o Homem explora e consome tem vindo a aumentar nas últimas décadas, estando muito perto de ultrapassar a taxa de produção natural da água no planeta. Por isso, é urgente e necessário adotar e estabelecer medidas de mitigação e gestão de utilização sustentável deste recurso. Com o objetivo de poder controlar a quantidade água disponível, o Homem tem vindo a construir barragens, em grandes linhas de água (rios). As barragens permitem acumular grandes quantidades de água nas denominadas albufeiras ou reservatórios. Através da construção destas barreiras físicas, a água aí

acumulada pode perder qualidade ecológica e química enquanto recurso natural. Esta alteração permanente, do ecossistema aquático pré-existente (rio) para o atual (albufeira) leva a modificações do regime de escoamento, de entrada de nutrientes, na redução da velocidade do rio e aumento do tempo de residência da água no ecossistema. Estes fatores levam conseqüentemente a uma alteração negativa da qualidade da água em termos biológicos e químicos (Bergkamp *et al.*, 2000). Por sua vez, a deterioração da qualidade da água leva a alterações significativas na biodiversidade, na paisagem, na dinâmica do ecossistema, e em último caso em *habitats*. Apesar dos impactos antropogénicos terem vindo a acelerar os processos de degradação biológica, fenómenos naturais têm também provocado alterações significativas nas características das águas superficiais (Mendes & Oliveira, 2004).

O uso intensivo sobre os recursos hídricos leva, assim, à ocorrência de processos de degradação da qualidade da água, nomeadamente à eutrofização de sistemas aquáticos. A eutrofização é um processo de enriquecimento gradual (natural ou antropogénico) em nutrientes, essencialmente em compostos azotados e fosfatados. Com a contribuição da radiação solar e temperatura, a este processo sucede uma produção excessiva de produtores primários (fitoplâncton, macroalgas, etc.). Nos últimos anos, as diferentes atividades antropogénicas têm vindo a acelerar o enriquecimento dos sistemas aquáticos, através da introdução de azoto e fósforo (Monteiro, 2004). As principais fontes antropogénicas destes compostos, que contribuem para a eutrofização de uma massa de água são, sobretudo, a descarga de efluentes industriais e domésticos sem um tratamento adequado e os lixiviados provenientes da atividade agrícola intensiva, acarretando uma elevada carga orgânica para o meio aquático recetor. A presença destes nutrientes em elevadas concentrações podem, conseqüentemente, levar à produção e desenvolvimento excessivos da biomassa vegetal, nomeadamente do fitoplâncton. A comunidade fitoplânctónica utiliza essencialmente estes nutrientes para a sua manutenção e desenvolvimento (Lund & Canter-Lund, 1995). Assim, a comunidade de fitoplâncton aumenta e os predadores primários não têm capacidade de "limpar" a massa de água ocorrendo um desequilíbrio na dinâmica natural do ecossistema aquático, levando-o facilmente à eutrofização. O excesso de produção fitoplanctónica leva também à sedimentação no fundo de lagos ou albufeiras com conseqüente formação de sedimentos ricos em matéria orgânica, cuja biodegradação contribui para a redução da concentração de oxigénio dissolvido (OD) disponível na massa de água. O processo de eutrofização conduz também à redução da transparência da água. Ora, se um sistema

aquático se encontrar num estado eutrófico, pela produção excessiva de fitoplâncton, a qualidade da água desse ecossistema é drasticamente reduzida, pondo em causa uma possível utilização deste recurso, tal como o seu tratamento e posterior consumo humano.

Para além da distribuição heterogénea e escassez que a água conhece, alguns recursos hídricos podem apresentar problemas acrescidos quando estes são partilhados por diversos países, uma vez que os ecossistemas não reconhecem fronteiras. A exploração intensiva e partilhada deste recurso natural pode originar tensões de índole ambiental, político e ainda socioeconómico (Mendes & Oliveira, 2004). A partilha de bacias hidrográficas entre os Estados Membros da União Europeia tem suscitado, nos últimos anos, algumas preocupações, tendo em conta a interdependência das condições naturais e das pressões das atividades antropogénicas sobre as massas de água. Deste modo, surgiu em 2000 a Diretiva Quadro da Água (DQA), Diretiva 2000/60/CE, aprovada pelo Parlamento Europeu e Conselho a 23 de Outubro de 2000, em que estabelece um quadro de ação comunitária para o desenvolvimento de políticas integradas na gestão da água. Esta Diretiva foi transposta para ordem jurídica nacional pelo Decreto-Lei nº 58/2005 de 29 de Dezembro (Lei da Água I) e pelo Decreto-Lei nº 77/2006 de 30 de Março, e estabelece as bases e o quadro institucional para uma gestão sustentável das águas, nomeadamente para rios, albufeiras e águas de transição. Assim os principais objetivos que a DQA propõe estabelecer entre os Estados Membro são os de evitar a continuação da degradação, proteger e melhorar o estado dos ecossistemas aquáticos como também todos os elementos que são dependentes deste; promover a utilização sustentável da água tendo em conta a proteção dos recursos hídricos disponíveis; atingir o *Bom Estado* de todas as águas de superfície e subterrâneas até 2015 (DQA, 2000). Segundo a DQA (2000), que estabelece o princípio da gestão das águas de bacias hidrográficas, e no caso de bacias hidrográficas partilhadas por vários Estado Membros, a responsabilidade de atingir os objetivos ambientais propostos para as massas de água não é só atribuída ao Estado com poder legal sobre essas águas. A responsabilidade é partilhada pelos Estados Membros a montante, uma vez que as actividades antropogénicas que se exerçam nesses Estados podem vir a provocar efeitos significativos sobre as massas de água a jusante. Deste modo, exige-se que, os Estados que partilhem bacias hidrográficas instituem medidas de cooperação adequadas de maneira a cumprir e alcançar os objetivos ambientais definidos pela DQA (Sanches, 2012).

Perfil da Comunidade Planctónica da Albufeira de Crestuma-Lever

As metodologias de avaliação da qualidade da água, de acordo com a DQA, estão estabelecidas e existem parâmetros específicos de avaliação para classificar cada tipo de massa de água. De modo a atingir o *Bom Estado* das massas de água, a DQA estabelece um conjunto de elementos de qualidade biológica, elementos de qualidade física e química e elementos de qualidade hidromorfológica (Tabela 1.).

Tabela 1. Elementos de qualidade definidos pela DQA, para as diferentes massas de água (Adaptado de INAG, 2009a).

RIOS	LAGOS	ALBUFEIRAS	ÁGUAS DE TRANSIÇÃO
Elementos de qualidade biológica			
Flora aquática			
Fitobentos/Fitoplâncton/Macrófitas	Fitoplâncton		
Invertebrados bentónicos	Invertebrados bentónicos	-	Invertebrados bentónicos
Fauna piscícola			
Elementos de qualidade físico-química			
Parâmetros físico-químicos de suporte (ex. cor, turbidez, OD, pH, temperatura, nutrientes)			
Substâncias prioritárias – DL nº 103/2010 (ex. metais pesados, pesticidas, hidrocarbonetos persistentes)			
Elementos de qualidade hidromorfológica			
Regime hidrológico			Regime de marés
Condições morfológicas			
Continuidade do rio	-	-	-

Apesar da aplicação de outros elementos de qualidade biológica na avaliação do estado ecológico de rios e lagos, nomeadamente fitobentos, macrófitas, invertebrados bentónicos e fauna piscícola, apenas o elemento biológico fitoplâncton e a fauna piscícola estão neste momento propostos para a avaliação do potencial ecológico em albufeiras. É de referir que cada elemento de qualidade biológica tem características distintas com vantagens e desvantagens próprias, não só relativamente à metodologia de amostragem e procedimento laboratorial, como também a sua tolerância à poluição. Também o facto de estes elementos biológicos apresentarem respostas diferentes em relação às escalas espacial e temporal em função do seu ciclo de vida e mobilidade, a sua utilização difere de acordo com o tipo de massas de água a avaliar (INAG, 2009a). A título exemplificativo, é possível observar na Tabela 2. a sensibilidade dos vários elementos de qualidade biológica perante diferentes pressões antropogénicas em lagos e albufeiras.

Tabela 2. Sensibilidade dos elementos de qualidade biológica a diferentes pressões antropogénicas em lagos e albufeiras. (Adaptado de INAG, 2009a).

PRESSÃO	FITOPLÂNCTON	MACRÓFITAS	INVERTEBRADOS BENTÓNICOS	FAUNA PISCÍCOLA
	Lagos/Albufeiras	Lagos	Lagos	Lagos/Albufeiras
Nutrientes	X	X	X	X
Poluição orgânica	X	X	X	X
Poluentes específicos, substâncias prioritárias e prioritárias perigosas			X	
Hidrológica	X		X	X
Morfológica			X	X
Acidificação		X	X	X
Degradação geral	X		X	

No caso específico de Portugal, torna-se importante referir que cerca de dois terços do território nacional é ocupado por bacias partilhadas com Espanha – bacias hidrográficas dos rios Minho, Lima, Douro, Tejo e Guadiana (Sanches, 2012). Portugal localiza-se a jusante das bacias hidrográficas, o que nos torna vulneráveis e dependentes da forma como Espanha utiliza a água. Nas últimas décadas, o uso da água no sector agrícola em Espanha intensificou-se, o que levou a uma redução dos volumes médios de escoamento em condições naturais (Sanches, 2012). O regime natural dos caudais passou a ser controlado dependentemente da forma como as albufeiras são exploradas, e como consequência disso, a qualidade da água destes ecossistemas aquáticos têm vindo a apresentar um grau deterioração significativo nos últimos anos. Este facto deve-se, sobretudo, ao aumento do consumo de água para sustentar a agricultura intensiva, e pela descarga dos esgotos domésticos e industriais sem um tratamento eficiente.

O seccionamento de rios através da construção de barragens contribui por um lado na resolução de alguns problemas, mas por outro lado, cria situações de desequilíbrio nos ecossistemas. As barragens são construídas essencialmente para aproveitamento hidroelétrico, no entanto, estas são utilizadas para diversas finalidades, nomeadamente para o abastecimento à população, rega, o controlo de cheias e

regularização de caudais, para atividades turísticas e recreativas, industriais e navegação. Contudo, a construção e exploração destas estruturas provocam alterações nas populações e ecossistemas na sua proximidade. Estes empreendimentos dão origem a massas de água artificiais paradas – albufeiras ou reservatórios. As albufeiras são sistemas lênticos, como já referido anteriormente, onde ocorre grande deposição de sedimentos que reduzem o volume de armazenamento de água, aumentando a possibilidade de degradação da qualidade da água, tendo também em conta o fator tempo de retenção da massa de água (Lameiro, 2009). Nas albufeiras, a produtividade primária é muito variável devido não só devido a características morfométricas, como também a alterações sazonais. Destas alterações sazonais, nomeadamente de processos de estratificação e, por vezes eutrofização, podem resultar efeitos negativos que condicionem uma posterior utilização da água. A distribuição de oxigénio dissolvido na coluna de água (horizontalmente e/ou sazonalmente) é um exemplo em como a sua alteração influencia a dinâmica dos seres vivos podendo provocar graves alterações no ecossistema (Lopes, 2002).

Assim, é fundamental conhecer e monitorizar os sistemas aquáticos, bem como mitigar ou evitar graves alterações e possíveis impactos negativos na dinâmica da sua ecologia. Neste contexto, a DQA vem introduzir uma perspetiva mais ecológica no que diz respeito à gestão, proteção e utilização sustentável das massas de água. No seguimento da aplicação da Diretiva Quadro da Água, em Portugal, foram desenvolvidos planos de gestão dos recursos hídricos que, de acordo com o Decreto-Lei nº 45/1994, compreendem os Planos de Bacia Hidrográfica (PBH) e o Plano Nacional da Água (PNA), que abrangem todo o território nacional. O Plano Nacional da Água define estratégias e orientações de âmbito nacional para a gestão integrada das águas, fundamentadas em diagnóstico atualizado (o último em 2002) relativo à situação e na definição de objetivos a alcançar através de medidas e ações (APA, 2014). Associados ao PNA, surgem os Planos de Bacia Hidrográfica (PBH), que visam a gestão, a proteção e a valorização ambiental, social e económica das águas tendo como unidade a região hidrográfica. Assim, distinguem-se, em território nacional, as bacias hidrográficas dos rios Cávado, Ave, Mondego, Lis, Mira, Leça, Vouga, Sado e bacias das regiões hidrográficas do Oeste e Algarve; as bacias luso-espanholas dos rios Minho, Lima, Douro e Guadiana.

No âmbito da implementação da DQA, foi estabelecida uma tipologia para as massas de água fortemente modificadas – albufeiras, baseada em descritores, nomeadamente o tempo de residência, área da bacia de drenante e regime de

exploração, mas também tendo em conta a geologia, clima e composição iónica da água. Assim e para o território nacional continental, as albufeiras foram classificadas em três tipos: albufeiras do Norte, albufeiras do Sul e albufeiras de Curso Principal (INAG, 2009c). A Tabela 3. e a Figura 3. apresentam a descrição pormenorizada dos tipos de albufeiras que se encontram em Portugal Continental, bem como a distribuição dos respetivos tipos de albufeiras em Portugal Continental.

Tabela 3. Descrição dos tipos de albufeiras do Norte, Sul e de Curso Principal (Adaptado de INAG, 2009c).

TIPO DE ALBUFEIRA	CARACTERÍSTICAS	PRECIPITAÇÃO (MM) E TEMP. ANUAL (°C)	GEOLOGIA	DUREZA ($\mu\text{gCaCO}_3/\text{L}$)	TEMPO DE RESIDÊNCIA	FINALIDADE
Norte	Região Norte, zonas montanhosas	> 800 e < 15	Siliciosa (rochas graníticas)	< 50	< 7 meses	Produção de energia hidroelétrica
Sul	Região Sul, zonas de planície	< 800 e > 15	Siliciosa (xistos e rochas sedimentares)	> 50	> 7 meses	Irrigação, abastecimento
Curso Principal	Cursos principais dos rios Douro, Tejo e Guadiana	-	-	-	< 10 dias	-

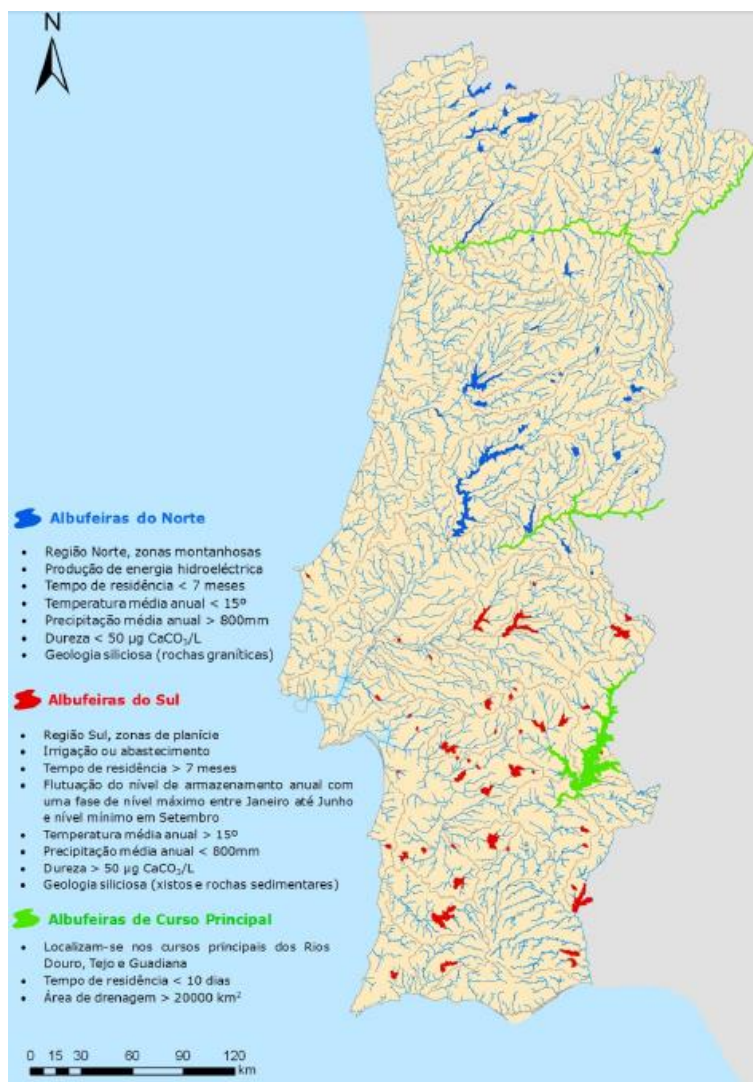


Figura 3. Distribuição dos tipos de Albufeiras em Portugal. (Extraído de INAG, 2009c).

Após garantir a operacionalidade dos programas de medidas especificados nos PBH, a DQA propõe aos Estados-Membros, que partilhem bacias hidrográficas, medidas necessárias que devem ser tomadas para as águas de superfície:

- Prevenir a deterioração do estado dos recursos hídricos;
- Proteger, melhorar e recuperar todos os recursos hídricos com o objetivo de alcançar o *Bom Estado Ecológico*;
- Proteger e recuperar todas as massas de água fortemente modificadas e artificiais com o objetivo de alcançar o “*Bom Potencial Ecológico*” e o “*Bom Estado Químico*”;

- Reduzir progressivamente a poluição causada por substâncias prioritárias e eliminar as emissões, descargas e perdas de substâncias prioritárias perigosas.

Segundo a DQA (2000), o estado de uma massa de água é definido pela expressão global do estado em que se encontra um determinado recurso hídrico superficial definido em função do pior dos estados ecológico ou químico desse recurso hídrico (Figura 4.). Portanto, o “*Bom Estado*”, que integra o “*Bom Estado Ecológico*” e o “*Bom Estado Químico*”, das águas é definido pelo estado em que se encontra uma massa de água quando os seus estados, ecológico e químico, são considerados pelo menos “bom”. O *Estado Ecológico* de uma determinada massa de água é definido, essencialmente, pelo desvio entre as características dos organismos aquáticos (invertebrados bentónicos, peixes, flora aquática) presentes em condições naturais e as características destas mesmas comunidades quando sujeitas a uma pressão (por exemplo, descarga de um efluente urbano). O estado ecológico é ainda caracterizado por parâmetros físico-químicos de suporte (e.g. temperatura, nutrientes, pH, oxigénio dissolvido) e por características hidromorfológicas (INAG, 2006; Henriques *et al.*, 2000, Tabela 1.). O estado químico está associado à presença, em quantidades significativas, de substâncias prioritárias (ex.: metais pesados, pesticidas, hidrocarbonetos persistentes, Tabela 1, DL nº 103/2010) definidas em anexo pela DQA, e seus limites máximos admissíveis estabelecidos a nível comunitário (INAG, 2006). Uma massa de água apresentará um bom estado químico se as concentrações das substâncias prioritárias não ultrapassarem os valores limite estabelecidos (Decreto-Lei nº 103/2010).

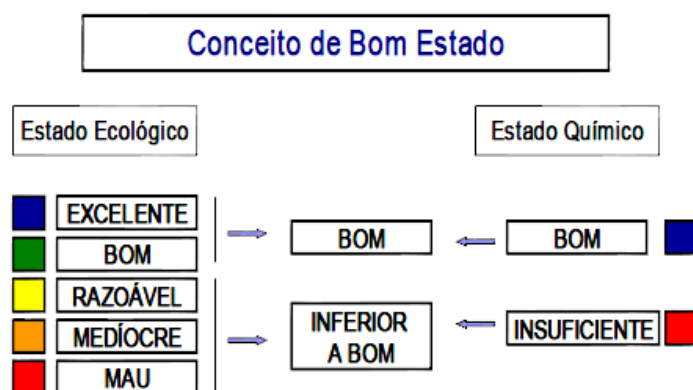


Figura 4. Esquema representativo dos conceitos de Estado Ecológico e Estado Químico. (Extraído de INAG, 2006).

Avaliação da qualidade da água em albufeiras

Segundo a DQA (2000), uma albufeira é considerada um “*ecossistema aquático semi-lêntico ou ainda, massa de água fortemente modificada, que em resultado de alterações físicas derivadas da atividade humana, adquiriu um carácter substancialmente diferente, a nível hidrológico e morfológico. Geralmente, tem uma profundidade não superior a 30 metros e, como ecossistema lêntico, pode apresentar uma elevada produtividade, interagindo as suas águas com processos biogeoquímicos de solo e sedimentos*” (DQA, 2000).

Para este tipo de massas de água, o *Bom Estado Ecológico* é substituído pelo conceito de *Bom Potencial Ecológico*. Este novo conceito representa o desvio que a qualidade do ecossistema aquático apresenta relativamente ao máximo que pode atingir – Potencial Ecológico Máximo (PEM), após aplicação de medidas mitigadoras que não têm efeitos negativos nos usos a que se destina a massa de água, e no ambiente em geral. As condições gerais para um bom potencial ecológico passam por os parâmetros físicos e químicos de suporte (temperatura, pH, oxigénio dissolvido, concentração de nutrientes) se encontrarem dentro dos valores estabelecidos como admissíveis, de forma a garantir o bom funcionamento do ecossistema aquático (INAG, 2009a). No caso das albufeiras, tal como em outros tipos de massas de água, existem elementos específicos de avaliação física e química, biológica e hidromorfológica da qualidade da água, especificados de seguida.

Avaliação física e química

Os parâmetros físicos e químicos de suporte que devem ser quantificados, quer na avaliação do Estado Ecológico em lagos, quer do Potencial Ecológico de albufeiras, apresentam-se na Tabela 4. A DQA indica os métodos analíticos a ser utilizados que estão definidos no Decreto-Lei nº 236/98, e apresenta os valores-limite de deteção, precisão e exatidão no mesmo decreto-lei. De acordo com a DQA, e para o caso de Portugal, os valores limiares máximos de alguns destes elementos já se encontram calibrados para as albufeiras do tipo Norte e Sul (Tabela 5.).

Perfil da Comunidade Planctónica da Albufeira de Crestuma-Lever

Tabela 4. Parâmetros físicos e químicos de suporte a monitorizar em albufeiras (Adaptado de INAG, 2009a).

ELEMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS DE SUPORTE	PARÂMETROS	UNIDADES
Condições de transparência	Profundidade de Secchi	m
	Sólidos Suspensos Totais	mg/L
	Cor	Escala Pt-Co
	Turbidez	NTU
Condições térmicas	Perfil de Temperatura	°C
Condições de oxigenação	Perfil de Oxigénio Dissolvido	mg O ₂ /L
	Perfil de Taxa de Saturação em Oxigénio	% Saturação de O ₂
	Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO ₅)	mg O ₂ /L
	Carência Química em Oxigénio (CQO)	mg O ₂ /L
Salinidade	Condutividade elétrica a 20 °C (média)	μS/cm
Estado de acidificação	pH	Escala de Sorensen
	Alcalinidade	mg HCO ₃ /L
	Dureza	mg CaCO ₃ /L
Condições relativas a Nutrientes	Nitratos	mg NO ₃ /L
	Nitritos	mg NO ₂ /L
	Azoto amoniacal	mg NH ₄ /L
	Azoto Total	mg N/L
	Ortofosfato	mg PO ₄ /L
	Fósforo Total	mg P/L

Tabela 5. Limites máximos para os parâmetros físico-químicos para o estabelecimento do bom potencial ecológico em albufeiras. (Adaptado de INAG, 2009a)

Parâmetros	Limite para o bom potencial	
	Tipo Norte	Tipo Sul
Oxigénio Dissolvido (1)	≥ 5 mg O ₂ /L	≥ 5 mg O ₂ /L
Taxa de saturação em oxigénio (1)	Entre 60% e 120%	Entre 60% e 120%
pH (1)	Entre 6 e 9 ^(*)	Entre 6 e 9 ^(*)
Nitratos (2)	≤ 25 mg NO ₃ /L	≤ 25 mg NO ₃ /L
Fósforo total (2)	≤ 0,05 mg P/L	≤ 0,07 mg P/L

(1) – 80% das amostras se a frequência for mensal ou superior

(2) – Média anual

(*) – Os limites indicados poderão ser excedidos caso ocorram naturalmente

Avaliação biológica

De acordo com o anexo V da DQA os elementos biológicos propostos para a avaliação do potencial ecológico das massas de água fortemente modificadas (albufeiras) são o fitoplâncton e a fauna piscícola (INAG, 2009b). Este último ainda não foi oficialmente

calibrado para as albufeiras, e por isso apenas foi considerado, na avaliação da qualidade biológica das mesmas, o elemento de qualidade biológico fitoplâncton.

A análise da comunidade fitoplanctónica permite determinar as diferentes métricas estabelecidas pela DQA, tendo em conta a composição e abundância e biomassa (Tabela 6.). Estas métricas permitem calcular Rácios de Qualidade Ecológica (RQE), e deste modo classificar a qualidade da massa de água (INAG, 2009b).

Tabela 6. Indicadores para a avaliação do elemento biológico fitoplâncton em albufeiras. (Adaptado, INAG, 2009b).

Elemento biológico	Componente	Indicador	Tipo de albufeira
Fitoplâncton	Composição e Abundância	Índice de Grupo de Algas (IGA)	Norte
		% Biovolume de Cianobactérias	Norte
	Biomassa	Concentração de Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	Norte e Sul
		Biovolume Total (mm ³ /L)	Norte

Avaliação hidromorfológica

Os elementos hidromorfológicos apresentam uma importância relativa, de acordo com a massa de água em avaliação, uma vez que asseguram um suporte abiótico imprescindível para o estabelecimento de algumas espécies. Para além disso, a sua heterogeneidade promove a diversidade de habitats suscetíveis de serem colonizados pelas diversas comunidades de organismos. Para as albufeiras, os elementos hidromorfológicos permitem avaliar se há ou não compatibilidade entre as condições existentes e os valores dos elementos de qualidade biológica relativamente ao *Potencial Ecológico Bom*. O regime hidrológico é definido pela variação das distribuições sazonais do caudal da massa de água e condições de escoamento, e que descrevem a frequência natural da ocorrência de cheias e secas numa determinada bacia hidrográfica e que reflete os padrões climáticos da região. As condições morfológicas constituem a variação da profundidade, a quantidade, estrutura e substrato do leito, assim como a estrutura das margens. A alteração profunda destas características provoca uma perda significativa de *habitats* com efeitos na estabilidade e diversidade das comunidades biológicas e conduz a um empobrecimento gradual da estrutura e funcionalidade destes ecossistemas.

A importância da comunidade planctónica em sistemas de água doce

Segundo Hensen (1887), o plâncton abrange todos os organismos, animais e plantas que são passíveis de “andar à deriva” com os movimentos da água. A componente vegetal do plâncton, o fitoplâncton (Grego: *phyton*, planta), é constituída por algas microscópicas e cianobactérias unicelulares (excepcionalmente multicelulares), com capacidade fotossintética que vivem em suspensão na coluna de água e que podem ser solitárias ou coloniais (Sournia, 1978). Os organismos animais constituem o zooplâncton (Grego: *zoo*, animal), vulgarmente designados por microcrustáceos. Atualmente, sabe-se que o zooplâncton tem um papel preponderante no que diz respeito à dinâmica e equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, nomeadamente na reciclagem de nutrientes e no fluxo de energia dos produtores primários (fitoplâncton) para os consumidores de níveis tróficos superiores (peixes) (Goswami *et al.*, 2000; Terdalkar, 2000; Silva, 2006).

Os organismos fitoplanctónicos possuem dimensões com menos de 1 µm (uma única célula) até colónias com mais de 500 µm, podendo apresentar diversas formas. O fitoplâncton tem a capacidade de recorrer a diversas formas ou mecanismos de alimentação para aquisição de energia: podem ser autotróficos, heterotróficos e fagotróficos, em resposta às alterações ambientais (Sandgren, 1988). O fitoplâncton por possuir ciclos de vida muito curtos (4/5 dias) e obter os nutrientes necessários para o seu desenvolvimento diretamente da coluna de água, constitui, assim, um indicador biológico sensível a alterações na concentração de nutrientes bem como de pressões antropogénicas (ex: o aparecimento de *blooms* de fitoplâncton, nomeadamente de cianobactérias) (INAG, 2009b). O fitoplâncton encontra-se em todos os ecossistemas aquáticos e quando ocorre em concentrações excessivas é possível observar grandes manchas verdes flutuantes, designadas por “blooms algais” (Lund & Canter-Lund, 1995). A existência de blooms algais, nomeadamente de cianobactérias, pode levar à morte de organismos bem como à redução abrupta das concentrações de oxigénio dissolvido na água. Em relação à taxonomia do fitoplâncton/microalgas de água doce, este encontra-se dividido em 9 grandes grupos: Cyanophyta (cianobactérias), Chlorophyta, Euglenophyta, Xanthophyta, Dinophyta, Cryptophyta ou Raphidophyta, Chrysophyta, Bacillariophyta e Haptophyta (Lund & Lund, 1995).

O zooplâncton constitui um grupo de organismos que apresentam uma grande diversidade e abundância de espécies. Ao contrário do fitoplâncton, cuja diversidade é maior, o zooplâncton de água doce é caracterizado por ter uma menor diversidade de espécies. O zooplâncton divide-se em quatro grandes grupos: protozoários, rotíferos,

cladóceros e copépodes. Os protozoários representam uma pequena fração dos organismos zooplânctónicos, quer em número quer em biomassa (Wetzel, 1993). Podem possuir cílios, flagelos ou pseudópodes, estruturas importantes para a sua alimentação e locomoção. Ao contrário dos restantes grupos de zooplâncton, os protozoários têm uma capacidade de locomoção muito limitada, sendo que os ciliados são os que têm maior mobilidade o que lhes permite uma melhor dispersão e taxas de alimentação (Wetzel, 1993). Os protozoários desempenham um papel importante na transferência de energia, pelo facto de se alimentarem de partículas muito pequenas ($< 1 \mu\text{m}$). Desta forma, os protozoários transformam a matéria orgânica, em biomassa, permitindo que sejam posteriormente ingeridas pelos restantes grupos de zooplâncton, podendo ser bacteriófagos, detritívoros, herbívoros e carnívoros (canibais) (Esteves, 1988). Os rotíferos são uma componente do zooplâncton que possuem um vasto leque de variações e adaptações morfológicas. A maior parte deles possui uma forma alongada, sendo a cabeça, tronco e pé bem distintos, revestidos por uma cutícula normalmente fina e flexível. Na parte anterior possuem uma coroa de cílios que os auxiliam na locomoção e alimentação. Apesar da maior parte destes organismos ser filtrador (algas, detritos e bactérias), há uma pequena fracção que se alimenta por predação de protozoários, rotíferos e crustáceos de menores dimensões (Wetzel, 1993). A sua distribuição e dinâmica sazonal são complexas e variáveis, uma vez que são afetados pelas flutuações sazonais, pelas variações de temperatura, abundância e qualidade de alimento (Wetzel, 1993). Os cladóceros, também conhecidos como “pulgas de água”, apresentam dimensões entre os 0,2 – 6 mm (excecionalmente maiores), com cabeça bem diferenciada onde se pode distinguir o olho e o ocelo, e apresentam o corpo coberto por uma carapaça cuticular (Forró *et al.*, 2008; Wetzel, 1993). Possuem anténulas (pequenas antenas) com uma única série de segmentos, e antenas mais desenvolvidas, com 2 a 4 segmentos que são os órgãos responsáveis pela sua locomoção (Forró *et al.*, 2008). Os cladóceros são o grupo de organismos zooplânctónicos que mais se assemelham aos rotíferos relativamente ao seu desenvolvimento e reprodução (Margalef, 1983; Wetzel, 1993), e constituem a maior fracção de alimento de peixes planctívoros (Gayathri, 2014). Estes organismos, nomeadamente do género *Daphnia spp.*, têm sido utilizados como organismos-teste em ensaios de toxicidade, uma vez que possuem um conjunto de vantagens de manutenção laboratorial, e apresentam grande sensibilidade de resposta mediante a exposição a alguns poluentes. Por exemplo, a utilização destes organismos na avaliação da qualidade de uma massa de água tem demonstrado que existe uma

relação entre as condições físicas e químicas do meio aquático e a ocorrência destes organismos (Botelho *et al.*, 2012). Os copépodes dividem-se em 3 ordens: Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida, e podem ser distinguidos pela sua estrutura (primeira antena, urossoma e quinta pata). Possuem um ciclo de vida mais longo do que o restante zooplâncton. Estes organismos possuem uma reprodução sexuada e passam por diversas fases de desenvolvimento que são influenciadas pelas condições ambientais (Wetzel, 1993). A dinâmica populacional destes organismos é influenciada pela temperatura e disponibilidade de alimento. O tamanho das ninhadas, em função de variações sazonais, é maior em águas com maior produtividade primária e em épocas em que há maior abundância de alimento. Os copépodes podem alimentar-se de bactérias, protozoários, detritos e algas (Abrantes *et al.*, 2006), sendo que os seus hábitos alimentares podem mudar consoante o seu estado de desenvolvimento.

Objetivos

O presente trabalho de dissertação assenta, essencialmente, no estudo das comunidades dos organismos zooplanctónicos e fitoplanctónicos, como indicadores biológicos na avaliação da qualidade de água. O fitoplâncton é um dos indicadores biológicos previstos pela Diretiva Quadro da Água (DQA) na classificação do estado trófico de massas de água, nomeadamente albufeiras. No entanto, a DQA não utiliza o zooplâncton como matriz biológica na classificação da massa de água. O papel da comunidade zooplanctónica na avaliação da qualidade da água tem vindo a ser comprovado pelo seu papel crucial no equilíbrio do ecossistema aquático, tendo em conta sua posição na cadeia trófica (consumidor primário). Assim, e de acordo com o exposto, e no seguimento da aplicação da DQA em Portugal para albufeiras, definiu-se como principal objetivo deste estudo, avaliar a qualidade da massa de água da albufeira de Crestuma-Lever. A avaliação foi efetuada de acordo com as metodologias propostas pela DQA no tocante aos elementos físicos e químicos e elemento biológico, nomeadamente o fitoplâncton. Adicionalmente, pretendeu-se estudar o perfil anual dos organismos zooplanctónicos, e perceber se este grupo poderá conter informação complementar ou adicional significativa, além dos elementos biológicos propostos pela DQA. De modo a enquadrar a informação gerada e responder ao objetivo geral proposto, um conjunto de objectivos específicos foram delineados:

- ✓ Caracterizar a massa de água através da quantificação de parâmetros físicos e químicos propostos pela DQA;

Perfil da Comunidade Planctónica da Albufeira de Crestuma-Lever

- ✓ Identificar a comunidade planctónica (zooplâncton e fitoplâncton);
- ✓ Quantificar a comunidade fitoplanctónica;
- ✓ Classificar a massa de água de acordo com o elemento biológico – fitoplâncton utilizando as métricas da DQA
- ✓ Avaliar a flutuação anual das comunidades planctónicas analisadas na albufeira de Crestuma-Lever em termos de abundância e diversidade;
- ✓ Relacionar os dados obtidos com a caracterização zooplanctónica e a classificação da qualidade da água pelas métricas propostas pela DQA.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2. MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área em estudo

A albufeira de Crestuma-Lever está inserida entre os concelhos de Gondomar e Vila Nova de Gaia, no Norte de Portugal. O local de estudo está integrado na folha 134 (Foz do Sousa – Gondomar) da Carta Militar de Portugal, dos Serviços Cartográficos do Exército, à escala de 1/25000 (Figura 5.).



Figura 5. Localização geográfica da área de estudo, conforme folha 134 (Foz do Sousa, Gondomar) da Carta Militar de Portugal do Instituto Geográfico do Exército, à escala de 1/25000.

O rio Douro pertence à maior Bacia Hidrográfica da Península Ibérica – Bacia Hidrográfica do Douro (Bordalo *et al.*, 2006). Esta Bacia é partilhada por dois países – Portugal e Espanha – em que 80% desta bacia está inserida em território espanhol e os restantes 20% em Portugal, correspondendo a uma área total de drenagem de cerca de 98000 Km² (Bordalo *et al.*, 2006). O rio Douro apresenta um perfil longitudinal com variações significativas no que diz respeito à sua inclinação/declive, especialmente na

zona fronteiriça, denominada por Douro Internacional. Esta região é caracterizada pelas *Arribas do Douro*, o que lhe confere uma paisagem única (Pereira & Pereira, 2005).

Na sucessão de barragens já construídas no rio Douro, a de Crestuma-Lever é a barragem que se situa mais a jusante, já no troço final do rio, a cerca de 22 Km da sua foz (Bordalo *et al.*, 2006; Pereira & Pereira, 2005). A barragem de Crestuma-Lever situa-se a poucos quilómetros da cidade do Porto, e a sua construção ficou concluída em 1985. Atualmente, é utilizada para produção de energia eléctrica (produtibilidade média anual de 360 GWh), para navegação fluvial, e ainda para o armazenamento de água para captação e tratamento, e posterior abastecimento às regiões do Grande Porto e Vila Nova de Gaia (PNCLD, 1992). Esta estrutura serve ainda de travessia pedonal e rodoviária entre os concelhos de Vila Nova de Gaia e Gondomar (Figura 6.).



Figura 6. Barragem de Crestuma-Lever, vista geral. (Extraído de <http://dourovalley.eu>).

A barragem de Crestuma-Lever é do tipo fundo móvel com um aproveitamento tipo fio-de-água. Possui uma altura máxima de 25,5 metros, com capacidade máxima de descarga de 26000 m³/s (EDP, 2014; Lopes, 2002; PNCLD, 1992); capacidade total de armazenamento de 110 hm³, e uma superfície inundável, no nível de pleno armazenamento, de 1298 ha (POACL, 2004) (Figura 7.). Esta estrutura é constituída por 8 descarregadores, fundados indirectamente na formação rochosa (xisto) através de paredes moldadas, não atingindo o substrato. Cada descarregador é equipado com comportas planas duplas (Quintela, 1990). A barragem apresenta, ainda, à sua esquerda, a central eléctrica com uma capacidade de turbinção instalada de 117 MW (EDP, 2014;

PNCLD, 1992); à sua direita, a barragem possui eclusas de navegação (permissão de navios fluvio-marítimos, embarcações de recreio e comerciais) (PNCLD, 1992; POACL, 2004).

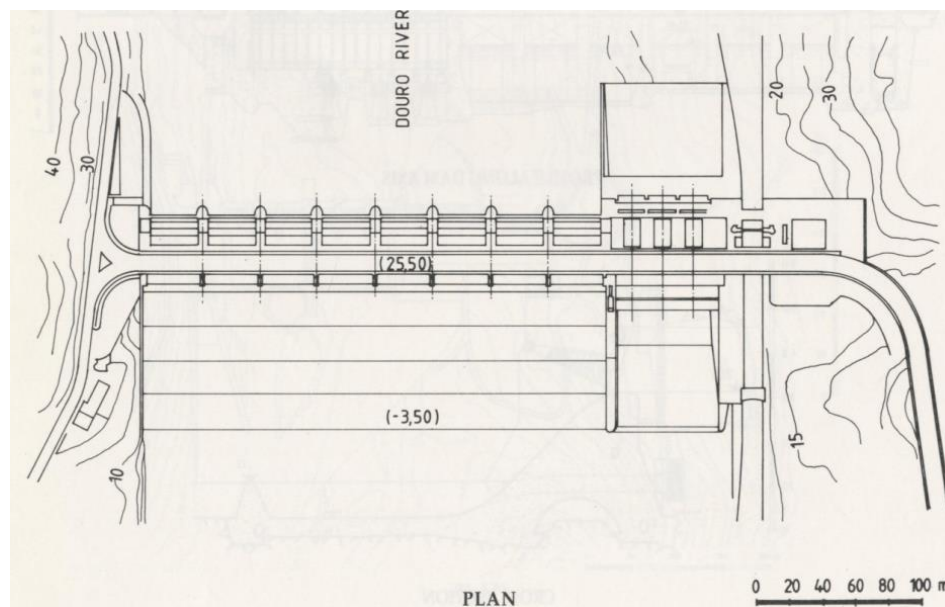


Figura 7. Esquema representativo da barragem de Crestuma-Lever, vista de cima. (Extraído de PNCLD, 1992).

Amostragem

Para a realização deste trabalho, foram selecionados dois pontos de amostragem na albufeira de Crestuma-Lever, tendo em conta os seguintes critérios: zona navegável do rio Douro; zona com forte impacto de ações antropogénicas; e facilidade de acesso. Os dois pontos de amostragem localizaram-se na margem direita da albufeira: o primeiro ponto de recolha situa-se em frente à ETA de Lever (Lat 41° 04' 38.2" , Long 8° 28' 20" - seta a vermelho na Figura 8) o qual denominaremos daqui em diante "Crestuma" e outro ponto de amostragem localiza-se num pequeno braço da albufeira, dentro da Marina Angra do Douro (Lat 41° 04' 44" , Long 8° 27' 57.5") denominado doravante por "Marina" (seta a verde na Figura 8.).

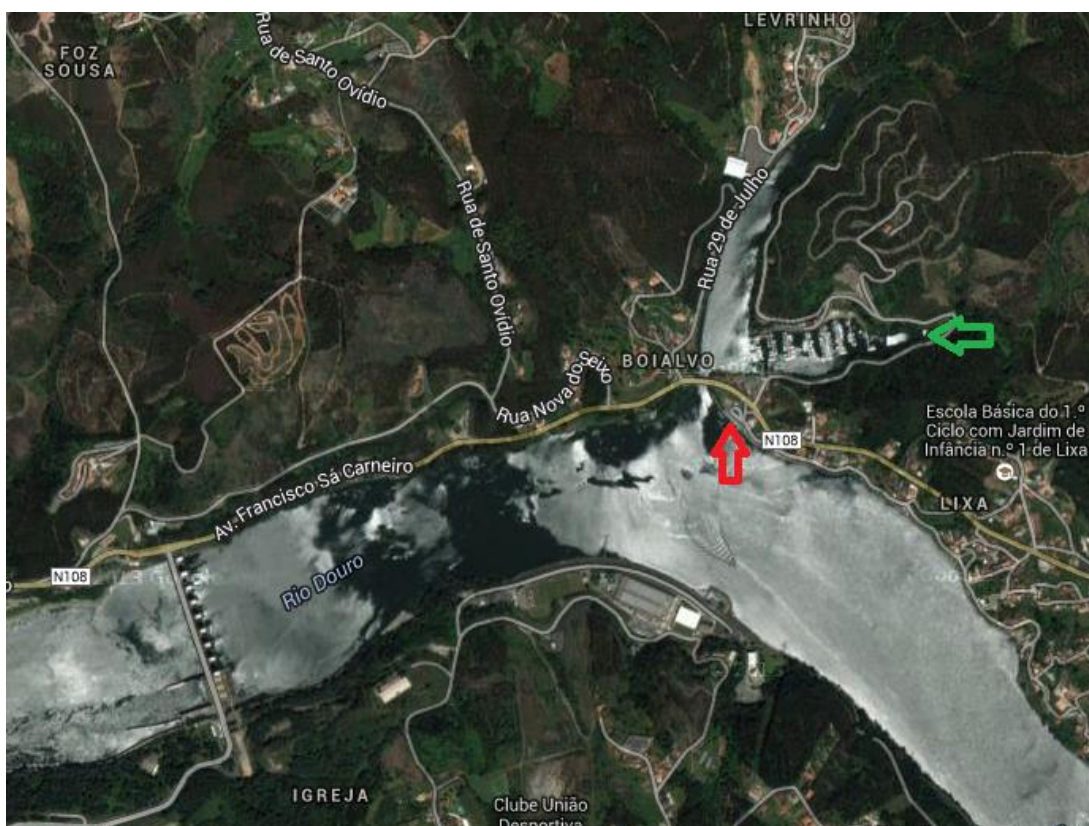


Figura 8. Localização dos pontos de amostragem relativamente à barragem de Crestuma-Lever e à ETA de Lever. (Extraído de Google Maps, 2014).

O período de amostragem decorreu entre outubro de 2012 a outubro de 2013, com uma periodicidade mensal. Em cada período de amostragem, *in situ* foram recolhidas amostras de água nos dois pontos de amostragem para posterior análise em laboratório de nutrientes (amónia, nitritos, nitratos, fosfatos) e outros parâmetros físicos e químicos (clorofila *a*, turbidez, CBO₅ e carbono orgânico dissolvido). A recolha de água foi efetuada em garrafas de 1,5L antecedidas de três lavagens com água do local. Em cada local foram recolhidas 4 garrafas de água que foram cheias até verter. De seguida, as amostras foram colocadas numa mala térmica e transportadas de imediato para o laboratório. *In situ*, foram ainda medidos alguns parâmetros físicos e químicos (pH, condutividade, oxigénio dissolvido, conteúdo em sólidos totais dissolvidos, temperatura) com recurso a uma sonda electroquímica multiparamétrica (HI 9828 Multiparameter Meter With GPS) (Figura 9). A transparência da água foi medida através da profundidade de visão com o auxílio de um disco de *Secchi* (Figura 9.).

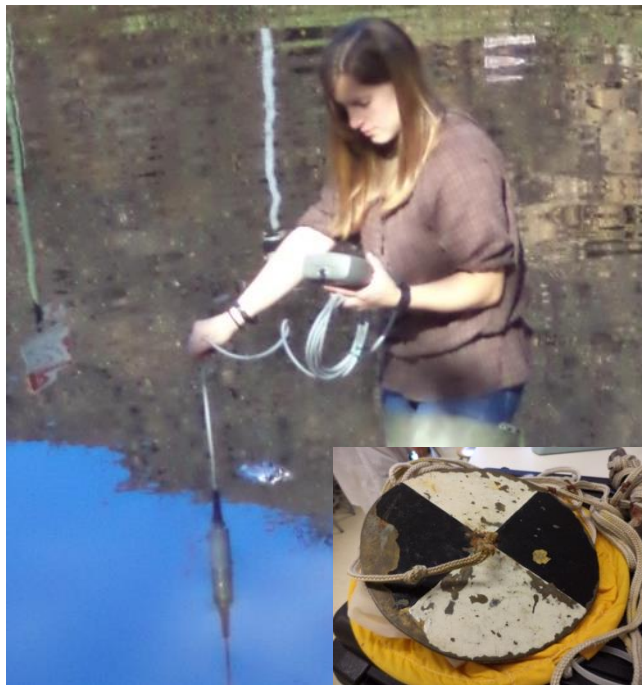


Figura 9. Medição dos parâmetros físico-químicos e disco de Secchi

Por último, foi recolhida a comunidade zooplânctónica. Para tal, foi utilizada uma rede de arrasto para zooplâncton (malha de 150 μm), de tela nylon branco com copo PVC de 150 mL. Foram realizados sempre 5 lançamentos da rede e efetuados arrastos sub-superficiais antes de se proceder à recolha da amostra (Figura 10.).



Figura 10. Amostragem de zooplâncton através do arrastamento de rede.

Procedimentos laboratoriais

As amostras de água foram processadas logo após a chegada ao laboratório, nas quais foram analisados os parâmetros definidos e propostos pela DQA.

Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO_5), - O CBO_5 é definido como a quantidade de oxigénio dissolvido (mg/L) que é consumido durante a oxidação biológica aeróbia da matéria orgânica e/ou inorgânica após a incubação, a uma temperatura de 20°C, em ambiente escuro, durante 5 dias. Os valores de oxigénio dissolvido em mg/L foram medidos com o auxílio de uma sonda eletroquímica (Multi 350i Oxical® - SL), (A.P.H.A., 1992).

Nitratos, Nitritos, Fosfatos e Amónia, - Estes elementos constituem os principais nutrientes para crescimento e produção de biomassa, nomeadamente fitoplâncton. Estes elementos foram quantificados com recurso a um espectrofotómetro de bancada, modelo C200 da Hanna Instruments (conforme guia de utilização que acompanhava o equipamento e reagentes específicos para cada elemento), (A.P.H.A., 1992).

Turbidez e Carbono Orgânico Dissolvido (COD) – A turbidez é uma propriedade ótica da água e resulta da presença de sólidos suspensos e substâncias químicas dissolvidas na água. Para a determinação da turbidez, utilizou-se um espectrofotómetro e efectuou-se a leitura de absorvância a 450 nm (Brower *et al*, 1997). O COD é o principal reservatório de carbono orgânico nas águas naturais. Este constitui um atenuador da radiação solar em *habitats* dulçaquícolas. O COD foi calculado através da leitura espectrofotométrica a 320 nm (Williamson *et al*, 1999).

Clorofila *a* - A medição de teor em clorofila *a*, é considerada um meio indirecto para a avaliação do estado trófico de sistemas aquáticos. A sua quantificação é uma estimativa da biomassa de algas e produtividade primária. Para obtenção do teor em clorofila *a*, foram filtrados 250 mL de água de cada ponto de amostragem por vácuo em filtro de fibra de vidro, com diâmetro de 47 mm e poro de 1,2 µm. Este procedimento foi realizado três vezes ($n=3$). De seguida, os filtros foram colocados em tubos de ensaio (com 5 ml de acetona alcalinizada) envoltos com folha de alumínio, adicionaram-se mais 5 ml de acetona alcalinizada, e deixou-se a repousar o conjunto no escuro e no frigorífico durante uma noite. No dia seguinte, a mistura foi centrifugada a 3500 RPM durante 5 minutos e depois lida no espectrofotómetro a diferentes comprimentos de onda, 750 nm e 665 nm. Após esta leitura as amostras foram acidificadas, adicionando 3 gotas de ácido clorídrico, e lidas de novo no espectrofotómetro aos mesmos comprimentos de onda (750

nm e 665 nm) (INAG, 2009b). O teor em clorofila *a* foi quantificado de acordo com a equação (Lorenzen, 1967):

$$\text{Chl } a = \frac{26,7 \times (E_{665_0} - E_{665_a}) \times v}{V \times l}$$

sendo que, E_{665_0} corresponde ao resultado da diferença entre o valor de absorvância lido a 665 nm e a 750 nm; E_{665_a} corresponde ao resultado da diferença entre o valor de absorvância lido a 665 nm e 750 nm após adição de ácido clorídrico; v é o volume de acetona utilizado na extracção (mL); V é o volume de água filtrado (L) e l é o percurso ótico da cuvete (cm). O conteúdo em clorofila *a*, é um dos parâmetros que é descrito como indicador de biomassa para o fitoplâncton, segundo a DQA (INAG, 2009b).

Análise do fitoplâncton

Relativamente às amostras de água recolhidas para a caracterização do fitoplâncton estas foram colocadas a sedimentar de acordo com as recomendações do protocolo INAG (2009b). Primeiramente, colocou-se em provetas graduadas com capacidade de 1 L, 800 mL de água de cada ponto de amostragem. A cada amostra foram adicionados 8 mL de lugol concentrado. Este conjunto foi deixado a repousar durante uma semana para que ocorresse a sedimentação de todo o material existente na coluna de água (seston). Após esse período, foi retirado o sobrenadante e recolhido o material sedimentado para novas provetas de volume mais pequeno (50 mL). O processo de sedimentação ocorreu de novo ao longo de mais uma semana de modo a que o volume final de sedimentado recolhido fosse de 2 mL (correspondendo a uma concentração final da amostra de 400 x).

A análise quantitativa da comunidade fitoplanctónica foi efectuada recorrendo à utilização de uma câmara de *Neubauer*, e microscópio ótico. Para cada amostra foram preparadas 3 câmaras de *Neubauer* ($n=3$) em que foram identificados e quantificados todos os espécimes observados (até ao género), recorrendo a guias de identificação (Lund & Canter-Lund, 1995), (INAG, 2011) e chaves dicotómicas (Bellinger & Sigee, 2010; Santos & Santos, 2002). O biovolume total, é um outro indicador de biomassa que corresponde ao volume celular total das espécies fitoplanctónicas presentes na amostra e foi ajustado de acordo com a informação bibliográfica existente (INAG, 2011; INAG, 2009b).

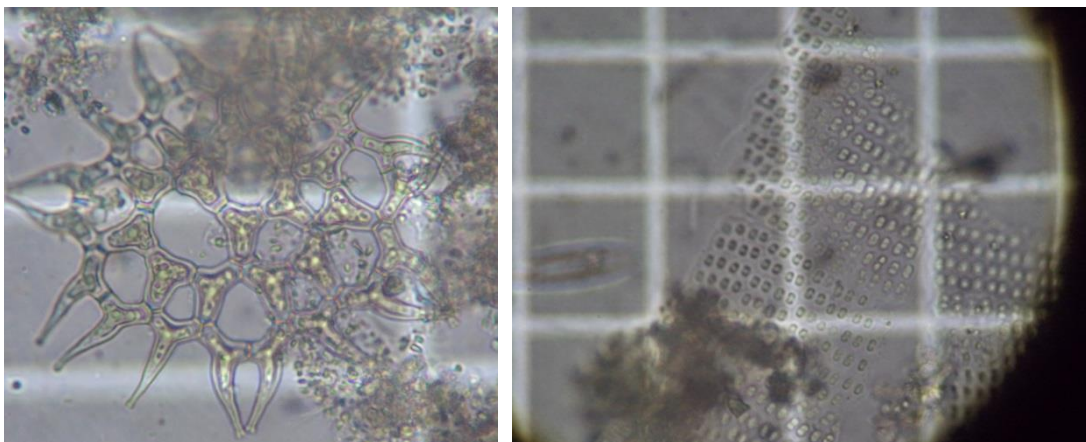


Figura 11. Alguns géneros de fitoplâncton identificados: a) *Pediatrum* spp.; b) *Merismopedia* spp. Fotografia tirada pela autora. (Objetiva de ampliação em microscópio ótico: 40 x)

Relativamente aos indicadores que a DQA propõe para a composição e abundância do fitoplâncton, foi possível quantificar após identificação e contagem: a % Biovolume de cianobactérias, que representa a percentagem do Biovolume total atribuído às espécies de cianobactérias, excluindo as espécies de *Chroococcales*, com exceção dos géneros *Microcystis* e *Woronichinia*. Ainda relativamente à composição foi possível calcular o Índice de Grupo de Algas (IGA), que, segundo Catalan *et al.* (2003), é baseado em porções de Biovolume, que atribui pesos e compara grupos de algas característicos de sistemas eutrofizados e grupos relacionados com sistemas menos produtivos. Este índice é calculado segundo a equação:

$$IGA = \frac{1+0,1 \times Cr + Cc + 2 \times (Dc + Chc) + 3 \times Vc + 4 \times Cia}{1 + 2 \times (D + Cnc) + Chnc + Dnc},$$

em que Cr – *Cryptophyceae*; Cc - *Chrysophyceae* coloniais; Dc - *Bacillariophyceae* coloniais; Chc - *Chlorococcales* coloniais; Vc - *Volvocales* coloniais; Cia - *Cyanobacteria*; D - *Dinophyceae*; Cnc - *Chrysophyceae* não coloniais; Chnc - *Chlorococcales* não coloniais; Dnc - *Bacillariophyceae* não coloniais (INAG, 2009b).

De seguida procedeu-se à normalização dos respetivos RQEs, de acordo com os valores de referência estabelecidos para a fronteira de qualidade *Bom/Razoável* em albufeiras do tipo Norte, conforme sugerido pelo INAG, (2009a). Com esta normalização, a fronteira *Bom/Razoável* corresponderá para todos os indicadores ao valor de RQE de 0,6.

Análise da comunidade zooplanctónica

No laboratório, o material biológico recolhido em campo com a rede de arrasto (comunidade zooplanctónica) foi conservado em álcool a 96% e reservado para posterior identificação e quantificação.

Para a análise da comunidade zooplanctónica recorreu-se a uma lupa binocular (Carl Zeiss, Stemi DV4) e microscópio ótico (Carl Zeiss MicroImaging). Com recurso a guias de identificação e chaves dicotómicas (Amoros, 1984), procedeu-se à identificação dos organismos até ao mais baixo nível taxonómico possível (Figura 12.). Os resultados obtidos foram expressos em termos de riqueza e abundância relativa. Para os copépodes, a identificação só foi possível até à ordem distinguindo-os apenas em: Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida. No presente estudo não se incluiu a identificação de rotíferos e protozoários.



Figura 12. Fotografias de exemplares de organismos zooplanctónicos: a) *Cladocera*, *Bosmina* spp.; b) *Calanoida*; c) *Cyclopoida*. Fotografias tiradas pela autora. (Objetiva de ampliação em microscópio: 40x)

Tratamento de dados

Numa primeira fase da apresentação dos resultados foi feita uma análise descritiva dos resultados para se compreender o perfil anual da distribuição das espécies, tendo em conta os parâmetros físicos e químicos propostos pela DQA. Nomeadamente, para as comunidades planctónicas foi analisada a riqueza e abundância relativa, para o zooplâncton, e a concentração em clorofila *a*, % de biovolume, % de cianobactérias e Índice de Grupo de Algas - IGA para o caso do fitoplâncton (Catalan *et al.*, 2003). Relativamente ao fitoplâncton com os indicadores analisados, propostos pela DQA, foi possível a determinação dos Rácios de Qualidade Ecológica (INAG, 2009b; Decisão da Comissão 2008/915/CE) para cada amostra de água.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Parâmetros físicos e químicos

Os dados relativos aos parâmetros físicos e químicos, medidos *in situ* e em laboratório, encontram-se apresentados na Tabela 7. Note-se que no segundo ponto de amostragem (Marina), não foi medida a transparência com o disco de Secchi, uma vez que em todos os períodos de amostragem foi possível observar o fundo, em que a altura da coluna de água foi em média de 50 cm. Na Tabela 7. estão ainda apresentados os valores limiares, definidos para albufeiras do tipo Norte (INAG, 2009a), de alguns parâmetros: pH, fosfatos, nitratos e oxigénio dissolvido.

Um dos parâmetros importante na avaliação da qualidade da água é o pH. Este parâmetro indica o grau de acidez ou de basicidade de uma substância ou solução (Kohlmann, 2003). O valor de pH de uma massa de água varia, essencialmente, com a origem e natureza do solo que esta atravessa, e com o tipo de vegetação envolvente. Regra geral, o pH de uma massa de água apresenta-se ácido em áreas graníticas e básico em áreas calcárias (Mendes & Oliveira, 2004). O valor de pH pode afetar a fisiologia dos organismos aquáticos e até a própria dinâmica dos ecossistemas aquáticos, uma vez que fora da sua gama ideal de pH os organismos sofrem *stress* a nível fisiológico (Wetzel, 1993). As variações do pH podem também influenciar a disponibilidade de nutrientes, assim como a solubilidade e toxicidade de diversas substâncias que ocorram na água (Wetzel, 1993; Heller & Pádua, 2006). Os limites de tolerância dos valores de pH para a maioria das comunidades de fauna e flora que constituem os ecossistemas aquáticos estão compreendidos entre 5 e 9 (Cortes, 1997), porém na maior parte dos casos a gama de variação dos valores de pH da água apresenta uma escala mais estreita variando entre 6,5 e 8,5 (Mendes & Oliveira, 2004). No presente estudo, os valores de pH registados em ambos os locais de amostragem encontraram-se dentro dos valores limiares referidos pelo INAG (2009a). Na generalidade, o ponto de Marina apresentou valores de pH mais baixos, registando-se o valor máximo de 8,7 no mês de junho (Tabela 7.). Ligeira exceção foi registada para o ponto de “Crestuma” nos meses de maio e outubro de 2013, com um valor de pH de 9,4. Os dados obtidos no presente estudo são concordantes com outros estudos efetuados no mesmo local, por Barros *et al.* (1995) com valores compreendidos entre 6,9 e 7,9, Bordalo *et al.* (2006) e Cabecinha *et al.* (2009) com valores médios de 7,44 e 7,70, respetivamente.

A temperatura da água tende a variar diariamente e sazonalmente, de acordo com a variação da temperatura do ar. No entanto, variações significativas da temperatura da água podem resultar de descargas de efluentes, e da lixiviação de solos. A temperatura da água pode influenciar diversos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no ecossistema aquático, uma vez que a sua variação interfere com o desenvolvimento das comunidades aquáticas (ex: velocidade de crescimento e multiplicação de fitoplâncton) (Cortes, 1997; Margalef, 1983). No âmbito dos ecossistemas dulçaquícolas destinados à produção de água para consumo humano, o Decreto-Lei nº 236/98 define o Valor Máximo Admissível de Temperatura de 25°C. No presente estudo, os valores de temperatura da água registados seguem uma tendência sazonal, em que os valores mais baixos foram registados nos meses de inverno/outono e valores mais altos nos meses de primavera/verão (Tabela 7.). A temperatura atingiu um valor máximo de 25°C no mês de agosto em Crestuma, e um valor máximo de 28,2°C no mês de julho em Marina.

A condutividade eléctrica é um parâmetro que permite avaliar o grau de mineralização de um sistema. A condutividade eléctrica resulta da relação que existe entre o teor em sais dissolvidos na água e a resistência que esta oferece à passagem da corrente eléctrica (Mendes & Oliveira, 2004). A condutividade eléctrica depende assim, do número de iões presentes na água, sendo que quanto maior for este número, maior a condutividade. A origem e natureza destes sais são diversas, podendo provir de processos de lixiviação dos solos, assim como de efluentes e resíduos agrícolas ou industriais (Mendes & Oliveira, 2004). Para a maior parte das águas de fins piscícolas, os valores de condutividade variam entre 150 a 450 µS/cm (Silva, 2013b). Segundo Decreto-Lei nº 236/98, o Valor Máximo Recomendado estabelecido, relativamente à qualidade das águas destinadas à rega e à qualidade de água doce superficial destinadas à produção de água para consumo humano, é de 1000µS/cm. Relativamente ao presente estudo, Crestuma apresentou valores de condutividade eléctrica superiores aos de Marina (Tabela 7.). Os valores máximos registados foram de 300 µS/cm para Crestuma no mês de set_13 e Marina no mês de out_12. Valores elevados de condutividade eléctrica podem ser explicados pela presença de substâncias em suspensão provenientes da lixiviação de terrenos envolventes, e acumulação de sedimentos ricos em sais minerais resultantes do regime de escoamento do rio. Por outro lado, valores mais baixos de mineralização registados na albufeira de Crestuma-Lever poderão ser justificados pela litologia da região, maioritariamente composta por xistos e granitos de difícil meteorização (POACL, 2004). Resultados obtidos em estudos anteriores por Barros *et al.* (1995) e Bordalo *et al.*

(2006) registaram valores relativamente mais baixos aos obtidos no presente estudo (160 - 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e um valor médio de $209 \pm 7 \mu\text{S}/\text{cm}$, respetivamente).

O disco de Secchi mede a profundidade da zona eufótica de um ecossistema aquático, ou seja a zona na qual existe a penetração da luz solar. Uma vez que a produção de fitoplâncton e o crescimento e fixação de macrófitas dependem diretamente da incidência de luz, esta profundidade apresenta elevada importância. A transparência da água é influenciada pela presença de partículas em suspensão ou dissolvidas, como compostos orgânicos e inorgânicos na coluna de água, incluindo o plâncton (Mendes & Oliveira, 2004; Noernberg, *et al.*, 1996). Desta forma, é possível dizer que a transparência da água é inversamente proporcional à turbidez, uma vez que quanto maior for a transparência (maior profundidade do disco de Secchi) menor a turbidez e vice-versa. Durante o período de amostragem, a transparência da água em Crestuma atingiu um valor máximo de 3 metros (abril_13), registando-se o valor mais baixo em maio_13 com 1,3 m (Tabela 7.). Relativamente ao parâmetro turbidez, este apresentou valores mais elevados nos meses de fevereiro e março em ambos os locais amostrados. Em Crestuma, o valor máximo registado foi de 0,62 UNT, e em Marina foi de 1,22 UNT (Tabela 7.). O teor em sólidos dissolvidos totais está também relacionado com a transparência e turbidez da coluna de água. Quando o teor em sólidos dissolvidos totais é elevado, verifica-se uma limitação da penetração da luz na coluna de água, que pode conduzir a uma diminuição do oxigénio dissolvido, provocando alterações sobre os organismos aquáticos, originando o desequilíbrio do ecossistema, que pode levar à criação de zonas anaeróbias e consequente libertação de cheiros desagradáveis (Mendes & Oliveira, 2004). No presente estudo, a concentração em sólidos dissolvidos totais atingiu um valor máximo de 290 mg/L no mês de dez_12 em Crestuma, e de 150 mg/L no mês de out_12 em Marina. Estes valores podem ser resultado das fortes chuvas que ocorreram nesta altura do ano (Precipitação total registada em out_12 de 150mm e em dez_12 de 200mm, IPMA, 2012). Na generalidade, os valores mais elevados foram registados nos meses de verão para ambos os locais (Tabela 7.). Este facto pode ser justificado pela maior atividade fotossintética nos meses em que há um maior período de luz (verão), com o aumento da disponibilidade de nutrientes (fósforo e azoto), por vezes presente em forma particulada, e portanto uma maior produção de biomassa de fitoplâncton. Esta relação causa-efeito é referida em estudos anteriores, por Rukhovets *et al.* (2003), que apresenta uma relação direta entre a concentração de fósforo e a produção primária no lago Ladoga (Rússia), referindo ainda a influência e importância que a temperatura tem no mesmo processo.

Ostojic' *et al.* (2005) e Padisák *et al.* (2006) referem também esta relação, onde indicam que, a intensa produção de fitoplâncton (aumento de clorofila *a*), que ocorre nos meses de verão, interfere diretamente na transparência e turbidez da massa de água. Palma *et al.* (2014), num estudo efetuado na albufeira do Alqueva, apresentou uma transparência mais baixa (0,4 m) no período seco (verão), resultante da presença de grandes quantidades de partículas e solutos.

O oxigénio dissolvido é essencial para a manutenção das comunidades aeróbias e necessário para a degradação da matéria orgânica. Regra geral, os valores de oxigénio dissolvido registados no presente estudo para o ponto "Crestuma" foram superiores ao limiar estabelecido pela DQA (5 mg/L), com exceção para o mês de mar_13 e ago_13 (Tabela 7.). O valor mais baixo de oxigénio dissolvido registado em ambos os locais de amostragem foi durante o mês de ago_13 foi 1,65 mg/L em Crestuma e 1,79 mg/L em Marina. Concentrações inferiores a 5 mg/L podem afetar significativamente o funcionamento e dinâmica do ecossistema aquático pondo em causa sobrevivência das comunidades biológicas, e concentrações abaixo de 2 mg/L podem mesmo conduzir à morte da fauna piscícola (Heller & Pádua, 2006). Comparativamente com outros estudos realizados na albufeira de Crestuma-Lever, os valores de oxigénio dissolvido registados no presente estudo foram inferiores, com um valor médio da taxa de saturação de 64,6% e valor médio de concentração de 7,16 mg/L. Bordalo *et al.* (2006) registou um valor médio da taxa de saturação = $91,5 \pm 0,99\%$, Cabecinha *et al.* (2009) um valor médio de concentração = 9,30 mg/L, e Barros *et al.* (1995) revelou valores de taxa de saturação compreendidos entre 74% e 121%. O lançamento de efluentes de origem doméstica ou industrial com grande carga orgânica contribui para o aumento da taxa de respiração dos microrganismos e para a degradação da matéria orgânica. Este processo leva a reduções significativas nas concentrações de oxigénio dissolvido e a um aumento da carência bioquímica de oxigénio (CBO). O CBO₅ reflete a quantidade de oxigénio consumido durante a oxidação biológica aeróbia de matéria orgânica e/ou inorgânica contida numa amostra, após 5 dias de incubação a 20°C em ambiente escuro. Águas naturais têm, normalmente, valores de CBO₅ compreendidos entre 1 e 3 mg/L. No presente estudo, este parâmetro registou um valor máximo em Crestuma no mês de jan_13 de 2,43 mg/L, e de 2,70 mg/L no mês de out_12 em Marina. Na generalidade, foram registados valores de CBO₅ mais elevados no ponto de Marina. Dados obtidos em estudos anteriormente realizados na albufeira de Crestuma-Lever vão ao encontro com os valores obtidos no presente estudo, com um valor médio de CBO₅ de 1,59 mg/L. Barros *et al.* (1995) registou

valores de CBO_5 compreendidos entre 1,1 e 3,8 mg/L. Bordalo *et al.* (2006) e Cabecinha *et al.* (2009) obtiveram valores médios de $1,30 \pm 0,08$ mg/L e 1,53 mg/L, respetivamente.

Perfil da Comunidade Plancónica da Albufeira de Crestuma-Lever

Tabela 7. Valores obtidos dos parâmetros físicos e químicos quantificados nas amostras de água dos dois pontos de amostragem ao longo do período do estudo. Indicação dos respetivos valores de limiar máximo para as albufeiras do tipo Norte (INAG, 2009a). A negrito encontram-se os valores que excederam os limiares máximos propostos pela DQA para cada parâmetro analisado.

Local	Período de amostragem	pH	Temp (°C)	Cond (μS/cm)	Disco de Secchi (m)	TDS (mg/L)	Turbidez (NTU)	Fosfatos (mg PO ₄ ³⁻ /L)	Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	Nitritos (mg NO ₂ ⁻ /L)	Amónia (mg NH ₄ ⁺ /L)	Oxigénio dissolvido		COD (mg C/L)	CBO ₅ (mg/L)
												% 60% a 120%	(mg/L) ≥5		
CRESTUMA	out_12	7,7	21,7	270	2,3	130	0,002	0,21	0,00	0,00	0,05	59,0	6,27	0,03	2,21
	nov_12	7,8	17,2	250	2,0	230	0,008	0,02	0,00	0,01	0,04	64,0	7,32	0,02	2,07
	dez_12	7,9	13,1	200	2,2	290	0,013	0,01	0,00	0,00	0,03	66,0	7,55	0,11	1,85
	jan_13	7,7	12,2	187	2,3	55	0,017	0,00	0,00	0,00	0,00	72,2	8,23	0,07	2,43
	fev_13	8,2	10,0	145	2,0	60	0,146	0,00	1,20	0,20	0,00	93,0	10,6	0,10	1,51
	mar_13	8,6	9,6	196	2,5	98	0,629	0,00	1,57	0,06	0,06	32,5	3,70	0,09	1,96
	abr_13	7,2	12,0	153	3,0	81	0,021	0,00	0,27	0,09	0,01	99,3	8,50	0,08	2,30
	maio_13	9,4	14,8	191	1,3	95	0,021	0,08	1,00	0,01	0,00	90,9	10,1	0,08	1,21
	jun_13	8,2	18,5	188	2,0	118	0,008	0,01	0,02	0,00	0,00	27,0	9,54	0,07	1,80
	jul_13	8,8	22,5	255	2,2	127	0,003	0,00	0,02	0,00	0,00	120	10,7	0,88	1,28
	ago_13	7,7	25,0	293	2,2	146	0,002	0,07	0,02	0,00	0,08	14,5	1,65	0,88	1,28
	set_13	8,8	24,0	300	2,1	147	0,001	0,09	0,00	0,10	0,05	87,0	7,30	0,02	0,82
	out_13	9,4	21,6	246	2,0	123	0,001	0,10	0,40	0,06	0,00	63,0	5,60	0,00	0,55
	out_12	7,3	21,6	300	fundo visível	150	0,003	0,15	0,34	0,00	0,08	59,0	6,75	0,03	2,70
	nov_12	7,9	15,8	280		26	0,007	0,01	0,02	0,00	0,05	65,0	7,40	0,02	2,19
	dez_12	7,3	13,5	220		21	0,009	0,01	0,12	0,00	0,04	62,0	7,11	0,13	2,57
	jan_13	7,0	13,6	157		78	0,020	0,00	0,11	0,00	0,00	81,7	9,32	0,07	2,13
	fev_13	7,9	12,0	105		10	0,222	0,00	0,20	0,73	0,00	83,0	9,00	0,03	0,41
	mar_13	8,3	3,6	101		50	1,227	0,00	0,34	0,00	0,04	38,5	4,95	0,02	0,85
	abr_13	7,8	15,2	132		43	0,005	0,00	0,00	0,01	0,01	83,4	7,69	0,03	2,02
	maio_13	8,4	15,9	179		90	0,005	0,00	1,00	0,00	0,01	103,2	10,4	0,03	2,02
	jun_13	8,7	17,7	162		96	0,021	0,02	0,03	0,00	0,00	27,5	8,68	0,06	2,05
	jul_13	8,1	28,2	237		109	0,012	0,04	0,04	0,00	0,00	43,64	4,95	0,31	1,20
MARINA	ago_13	7,8	27,2	289		143	0,012	0,08	0,04	0,00	0,06	15,7	1,79	0,31	1,20
	set_13	7,7	25,8	258		128	0,015	0,05	0,00	0,10	0,36	78,3	6,52	0,05	0,56
	out_13	8,5	20,1	254		126	0,010	0,27	0,23	0,60	0,27	50,9	4,63	0,01	0,11

Compostos de azoto (nitratos, nitritos e amónia) e de fósforo (fosfatos) são os principais nutrientes utilizados pelos organismos fitoplanctónicos. Uma vez que a disponibilidade destes elementos pode ser menor que a necessidade biológica, as suas fontes naturais podem regular ou limitar a produtividade de organismos em ecossistemas dulçaquícolas (Wetzel *et al.*, 2000). Na maior parte dos casos, e em áreas urbanizadas, a presença de compostos azotados e fosfatados deve-se maioritariamente a atividades antropogénicas como a agricultura intensiva que se tem intensificado, pela aplicação de quantidades consideráveis de fertilizantes. Outro fator que contribui para o aumento dos níveis destes compostos são as descargas de efluentes domésticos e industriais e o “runoff” de áreas urbanizadas e estradas (Vinten, *et al.*, 2012; Hutchins, 2012; Ital, *et al.*, 2008). Os nitritos são resultado da oxidação do azoto amoniacal ou da redução dos nitratos. No meio aquático, em condições oxidativas normais, a conversão de nitritos a nitratos é quase imediata, pelo que a sua presença na água é pontual e instantânea, no entanto em condições de reduzida oxidação podem verificar-se teores anormais em nitritos (Mendes & Oliveira, 2004). A concentração em nitratos em águas superficiais aumenta em função da quantidade de fertilizantes azotados que chegam a este ecossistema após aplicação de agroquímicos no solo, de efluentes e resíduos domésticos, industriais e agrícolas lixiviados, e que por processos de oxidação-redução se irão degradar. O aumento da concentração de nitratos nos ecossistemas aquáticos é tóxica para a vida animal, existindo um valor limite tabelado de 25 mg/L (INAG, 2009a). O azoto amoniacal pode ser encontrado na sua forma iónica, ião NH_4^+ , ou na forma não ionizada, amoníaco (NH_3). Em águas piscícolas, a formação de amoníaco pode provocar toxicidade para a maioria dos peixes (Mendes & Oliveira, 2004). No presente estudo, durante o mês de mar_13 em Crestuma registou-se a concentração mais elevada de nitratos (1,57 mg/L) (Tabela 7.). No entanto, valor bastante inferior ao registado por Barros *et al.* (1995) com um valor de 6,1 mg/L, e aos valores médios registados por Cabecinha *et al.* (2007) e Cabecinha *et al.* (2009) com concentrações de 5,12 mg/L. Quanto aos nitritos, os valores máximos de concentração foram registados em fevereiro para os dois locais de amostragem (Crestuma 0,2 mg N/L; Marina 0,73 mg N/L). Na generalidade, os valores de nitritos mantiveram-se baixos ao longo da maior parte do ano. No entanto, aos valores mais altos registados podem ter origem na utilização de fertilizantes azotados em explorações agrícolas adjacentes à albufeira, que por lixiviação convergiram ao compartimento aquático (Mendes & Oliveira, 2004). Também a ressuspensão de sedimentos ricos nestes nutrientes (pela alteração do regime de escoamento do rio e

consequente movimentação das águas), poderá resultar em concentrações mais elevadas na camada superficial do sistema aquático, onde se registaram, também, valores mais elevados na turbidez, no mês de fevereiro, em ambos os pontos de amostragem. Concentrações elevadas de amónia resultam de processos de degradação da matéria orgânica de origem natural ou antropogénica, sendo um bom indicador de poluição orgânica. No que diz respeito à concentração em amónia, os valores mais elevados foram registados nos meses de ago_13 e set_13 em Crestuma (0,08 mg N/L) e Marina (0,36 mg N/L), respetivamente. Comparativamente com estudos realizados por Barros *et al.* (1995) e Cabecinha *et al.* (2007; 2009), em que registaram valores médios de $0,20 \pm 0,06$ mg/L e 0,10 mg/L, respetivamente, o presente estudo revelou um valor médio inferior ($\approx 0,05$ mg/L). Relativamente ao valor anormalmente elevado registado em set_13 no ponto Marina, poderá ser resultante do lixiviado dos terrenos adjacentes que sofreram no mês anterior (agosto) um incêndio de grande dimensão. Relativamente aos compostos azotados, estes apresentaram valores mais elevados em meses em que terá ocorrido precipitação (primavera, inverno), situação já demonstrada em estudos anteriores por lital *et al.* (2008) e Melo *et al.* (2012).

Em águas superficiais, o fósforo apresenta-se normalmente sob a forma de ião fosfato (PO_4^{3-}), podendo resultar de processos de biodegradação de material orgânico, ou de lixiviação dos solos. O maior contributo de fósforo nos ecossistemas aquáticos provém de efluentes e resíduos agrícolas, industriais e domésticos. No entanto, compostos de azoto e fósforo, em águas superficiais naturais (sem fontes de poluição antropogénica), apresentam teores reduzidos. O teor em fosfatos dever ser particularmente controlado, na medida em que constitui um fator limitante na produção de biomassa fitoplânctónica e plantas aquáticas (Mendes & Oliveira, 2004), pelo que não deverá ultrapassar o seu limite estabelecido de 0,05 mg/L (INAG, 2009a). Nos resultados obtidos no presente estudo, a concentração em fosfatos revelou valores acima do valor limite para alguns meses nos dois locais de amostragem, com concentrações máximas na ordem de 0,20 por mg/L (Tabela 7.), e um valor médio de $\approx 0,05$ mg/L. No entanto, a mesma gama de valores foi já registada em outros estudos efetuados por Cabecinha *et al.* (2007; 2009) para o mesmo local de amostragem (0,22 mg PO_4^{3-} /L e 0,13 mg PO_4^{3-} /L). No presente estudo, os valores que excederam o valor limite foram acompanhados, de um modo geral, pelos valores mais baixos de oxigénio dissolvido e mais altos de temperatura. Esta relação poderá indicar condições tendencialmente eutróficas nos meses em que se regista um

aumento gradual da temperatura que poderá levar a um acréscimo de produção de biomassa.

A quantificação do carbono orgânico dissolvido (COD) dá a indicação da carga orgânica presente em solução, expressa em carbono. Não existem valores limiares indicativos para o conteúdo em COD, no entanto, a ocorrência de elevadas concentrações funciona como um sinal de alarme e que deverá ser investigada a sua origem (Mendes & Oliveira, 2004). No presente estudo, o COD atingiu valores máximos de 0,88 mg C/L em jul_13 e ago_13 (Crestuma), e de 0,31 mg C/L em Marina no mesmo período (Tabela 7.).

De modo geral, os valores registados para os parâmetros físico-químicos não apresentam um risco que provoque uma degradação considerável da qualidade da água. No entanto, os anormais valores de temperatura, oxigénio, nitratos, nitritos, fosfatos para os meses de muito calor ou associados a chuvas intensas sugerem ser necessário monitorização e controlo da qualidade da água da albufeira de Crestuma-Lever, tendo em conta a finalidade do recurso (abastecimento público e consumo humano).

Parâmetros biológicos

Fitoplâncton

Relativamente aos dados de fitoplâncton foram calculadas as percentagens de biovolume para os diferentes grupos encontrados em cada amostra para os dois locais de amostragem (Figura 13. e Figura 14.).

A Figura 13. representa a distribuição da comunidade fitoplanctónica ao longo do período do estudo para o ponto de amostragem Crestuma. É possível observar que existe a predominância de formas não coloniais da classe Bacillariophyceae (com a identificação dos géneros: *Cyclotella spp.*, *Navicula spp.*, *Pinnularia spp.*, *Synedra spp.*, *Ellerbeckia spp.* e *Bacillaria spp.*). No entanto, formas coloniais de Bacillariophyceae foram também encontradas em todas as amostras (com os géneros: *Fragilaria spp.*, *Asterionella spp.* e *Aulacoseira spp.*), mas em menor abundância, sempre abaixo dos 20% de representatividade. Entre o mês de maio_13 e set_13 registou-se a ocorrência de organismos da classe Dinophyceae (*Peridinium spp.*), com uma abundância de cerca de 80% em jul_13. Entre nov_12 e mar_13 (inverno) identificaram-se organismos da classe Cryptophyceae (*Cryptomonas spp.*), com um decréscimo progressivo no mesmo período, e com maior percentagem registada no mês de dez_12 com cerca de 50% das espécies

identificadas. Esta classe voltou a aparecer a partir do mês de julho até ao fim do período de amostragem representada pelo mesmo género. Organismos da ordem Chlorococcales (pelos géneros; *Coelastrum spp.*, *Pediastrum spp.*, *Crucigenia spp.*, *Scenedesmus spp.*) foram registados ao longo de todo o período de estudo. Relativamente à classe Cyanophyceae não se registaram valores de abundância com representatividade, sendo sempre abaixo de 0,5%.

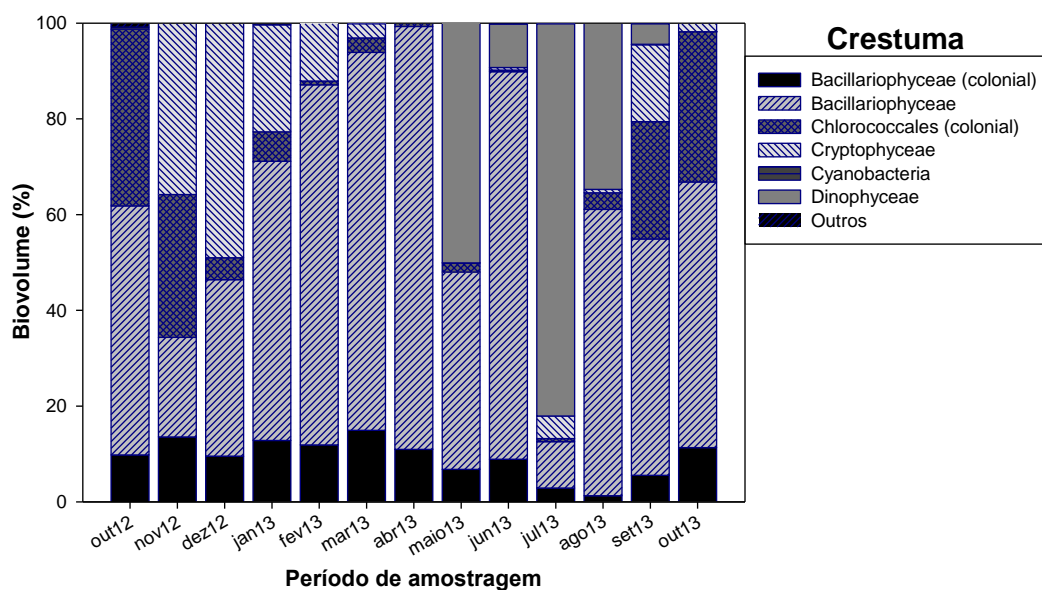


Figura 13. Percentagens de biovolume dos grupos de fitoplâncton e sua variação temporal em Crestuma.

Na figura 14. está representada a variação da comunidade fitoplanctónica durante o período de amostragem para o ponto Marina. Note-se a falta de informação para o mês de março 2013, por perda da amostra. Nos primeiros 3 meses de amostragem é possível observar a presença de Cryptophyceae (*Cryptomonas spp.*), com grande abundância nomeadamente em out_12 e dez_12 com uma percentagem de abundância > 90%. Após jan_13, registou-se uma ausência deste grupo, só voltando a registar-se a sua ocorrência a partir de ago_13. Relativamente às formas não colonias da classe Bacillariophyceae (representada pelos géneros: *Pinnularia spp.*, *Craticula spp.*, *Synedra spp.*, *Navicula spp.*, *Gomphonema spp.*, *Neidium spp.*, *Cyclotella spp.*, *Bacillaria spp.*, *Nitzschia spp.*, *Cymbella spp.* e *Ellerbeckia spp.*) foi possível registar a sua ocorrência praticamente ao longo de todo o período de amostragem, realçando o mês de jun_13 em que foi a única classe representada, apenas com o género *Cyclotella spp.*. Bacillariophyceae de formas

coloniais (com os géneros: *Fragilaria spp.*, *Tabellaria spp.*, *Aulacoseira spp.*, *Melosira spp.* e *Asterionella spp.*) registaram-se em percentagem mais residual nunca excedendo os 2,5% de biovolume. Quanto à classe Dinophyceae (género: *Peridinium spp.*), foram observados elementos nas amostras de fev_13, abril_13, jul_13 e ago_13, com a maior percentagem registada em abril (ca 88%). Organismos da ordem Chlorococcales (géneros: *Coelastrum spp.*, *Scenedesmus spp.* e *Crucigenia spp.*) foram observados ao longos de todo o ano, mas em percentagem reduzida (< 9%), exceção registada no mês de out_13 que se observou uma representatividade total de cerca de 42%, apenas comparável com Bacillariophyceae de formas não coloniais. A classe Cyanophyceae, representada pelos géneros *Oscillatoria spp.*, *Synechocystis spp.*, *Chroococcus spp.* e *Spirulina spp.*, não apresentou percentagens relevantes (sempre < 3%) e ocorrendo apenas nos meses de dez_12, jul_13 e ago_13. Organismos fitoplanctónicos de outros géneros foram também identificados, em ambos os pontos de amostragem, nomeadamente *Ankistrodesmus spp.*, *Kirchneriella spp.* e *Selenastrum spp.*, pertencentes à classe Chlorophyceae.

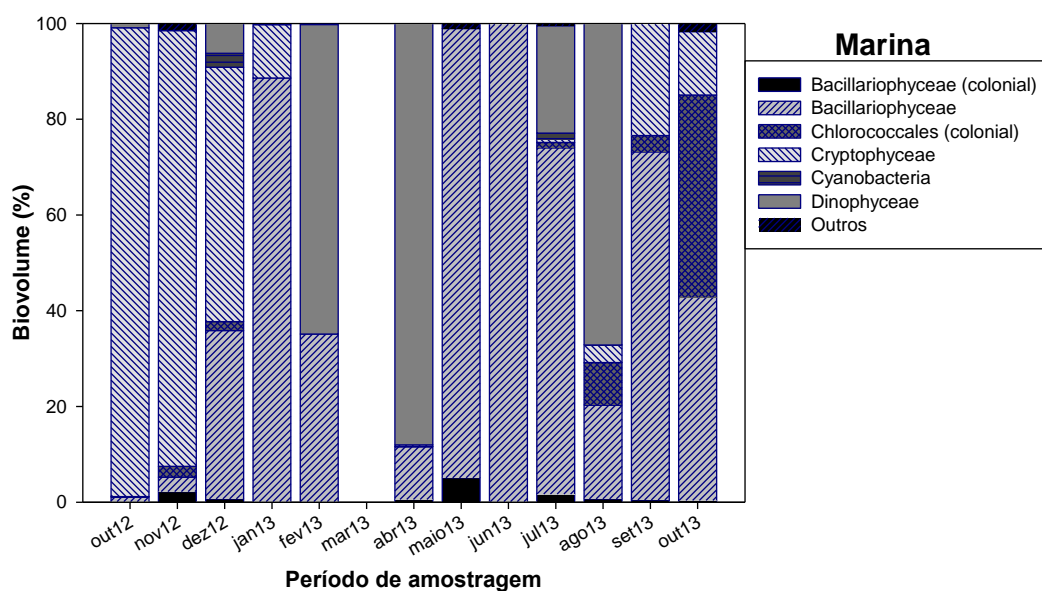


Figura 14. Percentagens relativas de biovolume dos grupos de fitoplâncton e sua variação temporal em Marina.

Segundo Wetzel (1993), o padrão da sucessão sazonal de fitoplâncton, em zonas temperadas, ocorre com o acréscimo na atividade e biomassa de diatomáceas na primavera, seguido de um aumento de densidade de algas verdes (clorófitas). As

populações de fitoplâncton no verão variam de acordo com as condições físico-químicas que condicionam a qualidade da massa de água. Na comunidade de fitoplâncton, os grupos dominantes variam não só em função do espaço e do tempo, como também de alterações das condições físicas, químicas e biológicas da massa de água (Wetzel, 1993). No verão, em massas de água pouco eutrofizadas ocorre um pico de diatomáceas, enquanto que, em ambientes eutróficos há proliferação de cianobactérias (Wetzel, 1993). A comunidade fitoplanctónica entra em declínio no outono, e ocorre um mínimo no inverno, composta por organismos flagelados, adaptados a pouca luminosidade e a baixas temperaturas. Böing *et al.* (1998), Antunes *et al.* (2003), Padisák *et al.* (2006) e Figueiredo *et al.* (2006) referem este tipo de sucessão sazonal no que diz respeito à dinâmica do fitoplâncton ao longo de um ano em lagos e albufeiras, de zonas temperadas. Um estudo efetuado por Silva (2003) numa albufeira portuguesa (Rio Sôrdo – Vila Real), demonstrou existir um padrão de sucessão sazonal de fitoplâncton idêntico ao referido por Wetzel (1993) e Padisák *et al.* (2006).

No presente estudo, não foi possível observar o padrão sazonal da sucessão de fitoplâncton descrito anteriormente. A presença de organismos dinoflagelados (classe *Dinophyceae*) nos dois pontos de amostragem nos meses de verão, assim como a presença de algas verdes (ordem *Chlorococcales*) nos meses de outono não foi um padrão de distribuição e ocorrência que normalmente se observa em ecossistemas aquáticos com estas características. Este facto pode dever-se a que organismos dinoflagelados, assim como algas coloniais não sejam alimento preferencial para o zooplâncton tornando-se dominantes na massa de água, sendo que esta situação foi já documentada por Ostojic' *et al.* (2005). Os dinoflagelados caracterizam-se por apresentarem grande capacidade de locomoção o que lhes facilita a migração na coluna de água para zonas mais ricas em nutrientes, sendo também altamente competitivos (Bellinger & Sigeer, 2010). Uma vez que a presente amostragem foi realizada à superfície, poderá indicar que no verão houve maior disponibilidade de alimento e nutrientes no epilímnio. No mesmo período registaram-se valores relativamente mais altos em parâmetros como pH, fosfatos, temperatura, e baixo teor em oxigénio dissolvido (*ver* Tabela 7.), podendo ter contribuído para a dominância destes organismos nos meses de verão, assim como para a presença de algas verdes coloniais nos meses de outono. A elevada concentração de algas verdes coloniais pode dever-se essencialmente à competição entre outros grupos de fitoplâncton, e não serem alimento fácil para o zooplâncton pelas dimensões que apresentam (Ostojic' *et al.*, 2005). Alguns géneros de

algas verdes identificados (*Ankistrodesmus spp.*, *Scenedesmus spp.*, e *Selenastrum spp.*) foram já descritos como característicos de sistemas lênticos (Bellinger & Siger, 2010). O estudo realizado por Figueiredo *et al.* (2006) na Lagoa da Vela, apresentou uma dominância de géneros de algas verdes também identificadas neste estudo. Abrantes *et al.* (2006) apresentaram resultados idênticos para a mesma massa de água (Lagoa da Vela). Pode-se assim, concluir que de acordo com a bibliografia e os dados obtidos no presente estudo, os parâmetros físico-químicos que mais poderão contribuir na sucessão sazonal de fitoplâncton são a temperatura, o pH, os fosfatos e o oxigénio dissolvido. No entanto, Hutchings *et al.* (2012) refere que a biomassa fitoplânctónica é mais sensível a variações na taxa de fluxo, luminosidade e temperatura da água do que aos nutrientes, mesmo em concentrações elevadas.

DQA - Normalização das componentes do elemento Fitoplâncton

Como referido anteriormente, apenas a matriz do fitoplâncton é considerado pela DQA, como elemento biológico indicador da qualidade da água em albufeiras. Para a obtenção do valor final do elemento fitoplâncton para se poder classificar a massa de água, este sofreu uma normalização a partir dos dados obtidos relativos à concentração de clorofila *a*, biovolume total, % biovolume de cianobactérias e ao IGA (Índice de Grupo de Algas). Esta normalização é feita através do cálculo do rácio de qualidade ecológica (RQE) (INAG, 2009a) para cada um dos indicadores referidos. A Tabela 8. refere os resultados dessa normalização dos indicadores do fitoplâncton para os dois pontos de amostragem.

Perfil da Comunidade Planctónica da Albufeira de Crestuma-Lever

Tabela 8. Valores obtidos da normalização dos respetivos RQE, para os indicadores Clorofila *a*, Biovolume Total, % de Biovolume de Cianobactérias e IGA, tendo em conta os valores de referência dos RQE na classificação de Bom/Razoável para albufeiras do tipo Norte. O valor a negrito representa o valor crítico abaixo do RQE para a classificação da massa de água de Bom /Razoável (INAG. 2009a).

		RQE Normalizados			
		Biomassa		Composição e Abundância	
Local	Período de amostragem	Clorofila a (µg/L)	Biovolume Total (mm³/L)	Biovolume Cianobactérias (%)	IGA
Albufeiras do Norte (RQE Bom/Razoável)		0,21	0,19	0,91	0,97
CRESTUMA	out_12	0,603	8,032	0,981	1,935
	nov_12	0,968	1,612	1,000	1,850
	dez_12	0,292	1,195	0,999	1,974
	jan_13	0,518	5,230	1,000	1,979
	fev_13	0,623	2,028	1,000	1,991
	mar_13	0,592	1,439	1,000	1,986
	abr_13	0,486	2,357	1,000	1,993
	mai_13	0,472	1,492	1,000	1,999
	jun_13	0,550	1,163	1,000	1,996
	jul_13	0,636	0,713	1,000	2,002
	ago_13	0,422	0,948	1,000	2,001
	set_13	0,607	1,433	0,996	1,964
out_13	0,428	1,060	0,999	1,945	
MARINA	out_12	0,208	0,292	1,000	1,991
	nov_12	0,277	1,101	1,000	1,868
	dez_12	0,369	1,167	0,999	1,990
	jan_13	0,412	7,569	1,000	2,003
	fev_13	0,369	5,177	1,000	2,004
	mar_13	Amostra perdida			
	abr_13	0,297	0,9660	1,000	2,003
	mai_13	0,334	1,032	1,000	1,998
	jun_13	Amostras não representativa apenas com um género			
	jul_13	0,605	0,792	0,999	2,000
	ago_13	0,607	1,167	1,000	1,999
	set_13	0,636	1,304	1,000	1,999
	out_13	0,223	2,898	1,000	1,931

Para a obtenção do RQE final do elemento fitoplâncton, foi efetuado o cálculo das médias aritméticas para os seus dois componentes: *Biomassa*, e *Composição e Abundância* (INAG, 2009a). A Figura 15. representa os resultados obtidos para o RQE de fitoplâncton para os dois pontos de amostragem. De acordo com os resultados obtidos é possível classificar o *Potencial Ecológico* da albufeira de Crestuma-Lever como *Superior ou Bom*, em todo o período de amostragem para os dois locais de amostragem. No entanto, note-se que os meses de verão aparentam uma redução do valor do RQE calculado, em ambos os locais. Este facto pode dever-se, em parte, a descargas de efluentes de origem doméstica e industrial, que nestes meses não sofrem diluição (fraca

precipitação). A ressuspensão de sedimentos, ricos em nutrientes, derivada de uma maior atividade turística no local terá também contribuído para o “input” destes compostos. Este aumento da carga orgânica na massa de água poderá ter conduzido a uma maior entrada de nutrientes no ecossistema, principalmente fosfatos, onde os organismos fitoplânctónicos com maior adaptabilidade e resistência a estas condições se fizeram dominar. Nestes meses (verão), os resultados obtidos do RQE do elemento fitoplâncton corroboram com os valores obtidos de turbidez, oxigénio dissolvido, fosfatos, nitratos, nitritos e CBO₅ (Tabela 7.), uma vez que indicam uma menor qualidade da água onde se verificaram valores de RQE mais baixos (Figura 15.).

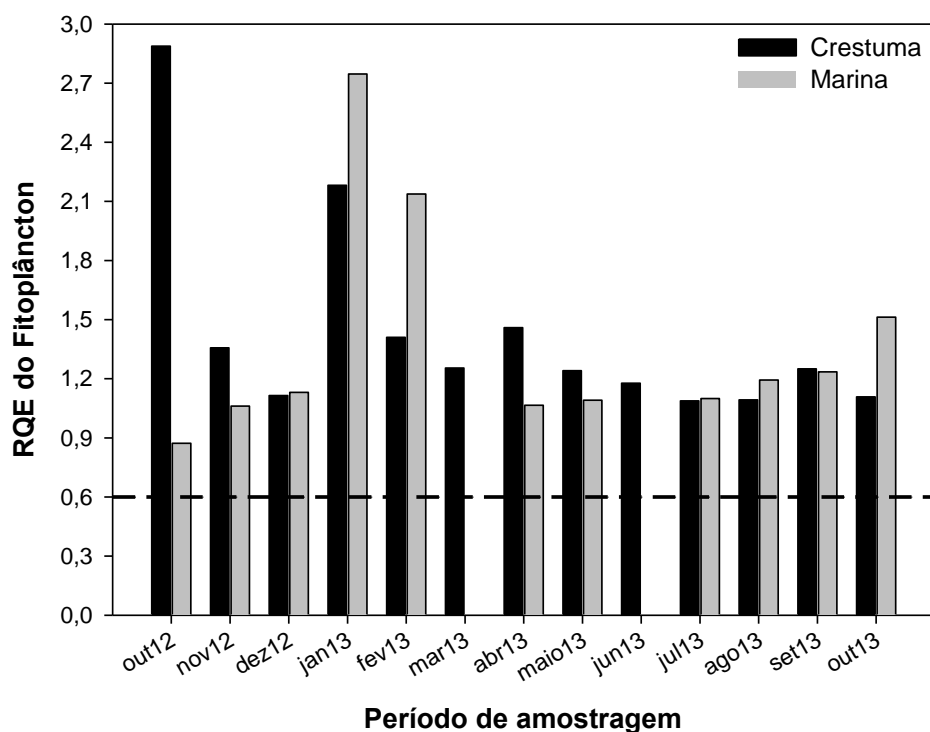


Figura 15. Resultados do RQE para o elemento de qualidade biológica Fitoplâncton para *Crestuma* e *Marina*. A linha a tracejado no valor 0,6 indica a fronteira para a classificação da massa de água de Bom/Razoável para albufeiras do tipo Norte.

Abundância relativa e riqueza específica da comunidade zooplanctónica

De forma a complementar a metodologia referida pela DQA no que diz respeito à avaliação da qualidade da água em albufeiras, este estudo pretendeu incluir a comunidade de organismos zooplanctónicos como elemento biológico para avaliar a

qualidade da massa de água. Deste modo, foi efetuado o levantamento do perfil sazonal da comunidade zooplanctónica. Estão representadas nas Figuras 16. e 17., para Crestuma e Marina, respetivamente, a variação das percentagens de abundância relativa e riqueza específica ao longo do período de amostragem.

Na Figura 16., relativa ao ponto de amostragem Crestuma, observou-se uma dominância de organismos pertencentes à ordem Cyclopoida nos primeiros meses de amostragem, de out_12 a dez_12, voltando a ter grande representatividade apenas em set_13 com cerca de 95% de abundância relativa. Os primeiros meses de amostragem foram os que registaram maior diversidade, com a presença de organismos Cyclopoida, Harpacticoida e alguns géneros de Cladocera (*Daphnia spp.* e *Ceriodaphnia spp.*). Mas foi no mês de dezembro que se registou maior riqueza específica com 9 *taxa* diferentes. Entre jan_13 e abril_13 não se observaram organismos zooplânctónicos, o que poderá explicar-se por um lado pelo decréscimo registado na temperatura (Tabela 7.), e por outro a diminuição do fotoperíodo leva ao decréscimo da biomassa de fitoplâncton no inverno, que estimula o zooplâncton à diapausa. Esta situação é referida por Abrantes, *et al.* (2006) que apresenta uma relação direta entre a baixa abundância de zooplâncton e as baixas temperaturas nos meses de inverno, que influenciam o metabolismo destes organismos. Entre maio_13 e ago_13, destaca-se a predominância de *Bosmina spp.*, com uma elevada abundância relativa (40% a 100%). É de referir que organismos da família Chydoridae apenas foram observados com elevada abundância relativa no mês de out_13 (cerca de 80%), podendo ter influenciado (por competição ou predação) a presença de outros organismos zooplanctónicos (Beaver *et al.*, 1999). Embora o zooplâncton não dependa diretamente dos nutrientes para a sua sobrevivência, estes organismos são afetados pela quantidade e qualidade de alimento que o meio aquático dispõe (algas, bactérias, detritos, etc.). Por outro lado, o estado trófico do ecossistema pode influenciar a riqueza, estrutura, tamanho dos organismos e a sua produtividade (Brito *et al.*, 2011). Na generalidade, o perfil da comunidade zooplanctónica registada na albufeira de Crestuma-Lever apresentou um padrão similar comparativamente a resultados obtidos em casos de estudo semelhantes realizados no Lago da Vela por Antunes *et al.* (2003) e Abrantes *et al.* (2006). Estes autores referem elevadas abundâncias e densidades de *Bosmina spp.* (1551 ind./L em agosto de 2001) e Chydoridae (1000 ind./L em outubro/novembro de 2000) no verão e início de outono, coincidentes com o elevado teor em clorofila *a* e menor teor em oxigénio dissolvido na massa de água. No presente estudo estes meses registaram baixo teor em oxigénio dissolvido e concentrações mais elevadas em fosfatos,

nutriente limitante para a produção de fitoplâncton (Tabela 7.). Segundo Brito *et al.* (2011), os parâmetros que estariam na origem da predominância de *Bosmina spp.*, poderiam estar associados a elevadas concentrações de detritos e nutrientes que fariam aumentar o crescimento de bactérias e protozoários, principal alimento destes organismos. Beaver *et al.* (1999) refere que estes organismos são caracterizados como tolerantes em condições eutróficas do ecossistema aquático. No presente estudo, a elevada abundância relativa desta espécie de cladóceros nos meses de verão demonstrou conformidade com os resultados obtidos relativamente à classificação final da qualidade da água para o elemento fitoplâncton, que revelou ter uma menor qualidade no mesmo período (ver Figura 15.). Segundo Rocha *et al.* (1999), Kasprzak & Koschel (2000) e Beaver *et al.* (1999), os organismos da ordem Cyclopoida serão os mais resistentes à eutrofização devido aos seus hábitos alimentares, podendo alimentar-se de grandes partículas e algas filamentosas, características de ambientes eutróficos. Também organismos *Bosmina spp.* apresentaram maior abundância nos meses de verão, em que houve registo de uma menor qualidade da água (Figura 15.). Deste modo seria possível afirmar que, mediante a elevada abundância relativa de Cyclopoida e Chydoridae observada nos meses de outono, o ponto de Crestuma apresenta características de eutrofia. No entanto, e de acordo com as métricas da DQA (parâmetros físicos e químicos e fitoplâncton) esta massa de água é classificada com um *Potencial Ecológico Bom*.

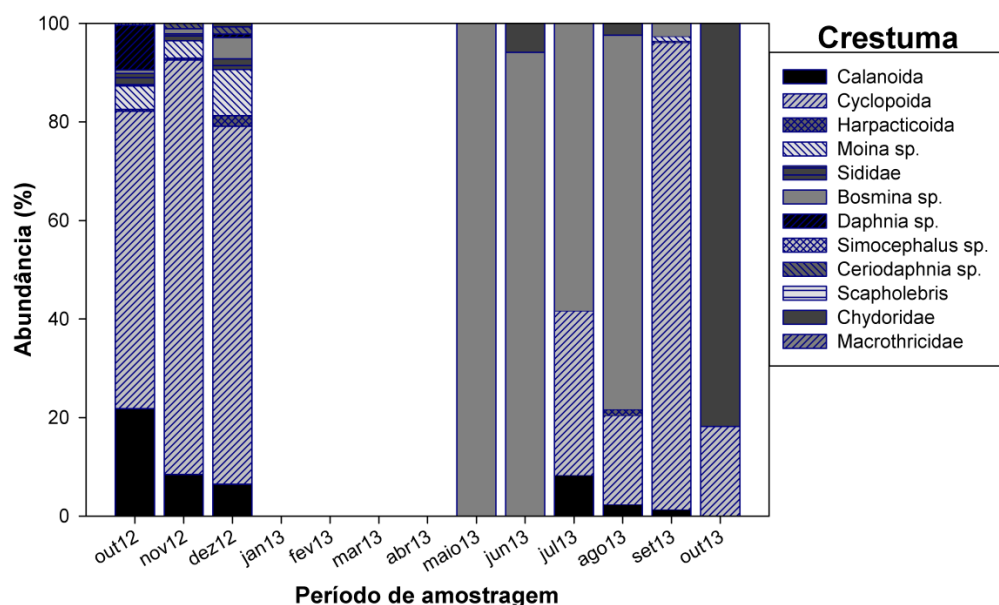


Figura 16. Abundâncias relativas dos diversos grupos de zooplâncton em Crestuma, na albufeira de Crestuma-Lever.

Na análise da Figura 17., correspondente à abundância de zooplâncton no ponto de Marina, é possível destacar que este apresentou maior riqueza específica relativamente ao ponto de Crestuma. Esta diversidade poderá dever-se pela localização do ponto de Marina, numa área mais protegida e abrigada do vento. Nos meses de verão, verificou-se uma elevada abundância de organismos *Bosmina* spp. e organismos da família Chydoridae. A abundância destes organismos, coincide com as elevadas concentrações em sólidos dissolvidos totais e fosfatos, e baixas concentrações em oxigénio dissolvido registadas nestes meses (Tabela 7.). Esta situação é referida também por Abrantes *et al.* (2003) que registou valores mais altos de sólidos suspensos totais no verão e início de outono, coincidindo com a predominância de organismos da família Chydoridae e espécies *Bosmina* spp. Os meses de out_12 a dez_12 e set_13 foram os meses em que se registou uma maior riqueza específica, que de acordo com os parâmetros quantificados (Tabela 7.) indicaram boa qualidade físico química da massa de água. Os organismos identificados neste período foram *Moina* spp., Sididae, *Daphnia* spp., *Bosmina* spp., Macrothricidae, Chydoridae, (Cladocera), Cyclopoida e Calanoida (Copepoda). Em out_12 *Moina* sp. foi o género mais representado com cerca de 60% de abundância, enquanto a ordem *Cyclopoida* dominou no mês de dez_12 (70%). Entre janeiro e abril verificou-se a fase de diapausa, também registada no ponto de Crestuma.

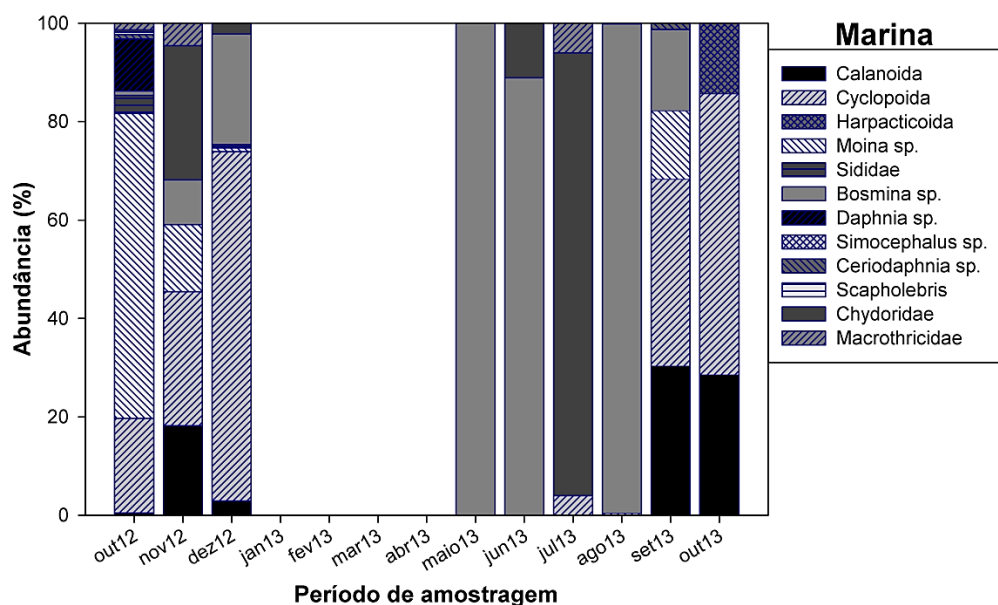


Figura 17. Abundâncias relativas dos diversos grupos de zooplâncton em Marina, na albufeira de Crestuma-Lever.

Na análise geral da comunidade de zooplâncton, pode-se concluir que organismos da ordem Cladocera nomeadamente do género *Bosmina* spp.; Chydoridae e copépodes da ordem Cyclopoida poderão ser indicadores de massas de água com tendência para o estado eutrófico, visto que se observaram em maior número nos meses onde se registaram concentrações de fosfato mais altas e reduzido teor em oxigénio dissolvido. Neste sentido, diversos autores em outros estudos já descreveram que estes organismos são típicos de sistemas eutróficos (Beaver *et al.*, 1999; Jensen *et al.*, 2013; Jeppesen *et al.*, 2011). Adicionalmente, observou-se menor riqueza específica no mesmo período (meses de verão) em relação aos restantes meses do ano. Esta situação corrobora com o referido por Jeppesen *et al.* (2000), num estudo em lagos da Dinamarca. Este estudo demonstra a redução da diversidade de organismos zooplanctónicos em massas de água com características tendencialmente eutróficas (elevado teor em fósforo, clorofila *a* e turbidez). Jeppesen *et al.* (2011), numa perspetiva de demonstrar o papel fulcral do zooplâncton como elemento biológico na avaliação qualidade da água, refere a relação inversamente proporcional entre a riqueza e a concentração em fósforo total, demonstrado também no presente estudo (Tabela 7. e Figuras 16. e 17.).

Quanto ao perfil de organismos zooplanctónicos foi possível observar ao longo de todo o período de amostragem, em ambos os locais amostrados, a predominância de cladóceros comparativamente com os copépodes. Foi também possível verificar um perfil sazonal destes organismos, uma vez que os organismos pertencentes à ordem Cladocera dominaram a comunidade nos meses em que a temperatura foi mais alta (final da primavera e verão), onde se registou um aumento no conteúdo em sólidos dissolvidos totais e as concentrações em fosfatos excederam o seu valor limiar máximo (Tabela 7.). Os cladóceros predominantes durante este período foram *Bosmina* spp., Chydoridae e *Moina* spp., demonstram, deste modo, ser mais resistentes e com melhor capacidade de adaptação às condições ambientais referidas. Durante o referido período, registou-se um aumento de diatomáceas (coloniais e não coloniais) e dinoflagelados, estes últimos já caracterizados como organismos bem adaptados e competitivos. Apesar do resultado obtido da classificação do potencial ecológico (elemento Fitoplâncton) ter sido *Superior ou Bom*, em ambos os pontos de amostragem, pode-se também verificar que, no final da primavera e nos meses de verão, se obtiveram valores, embora dentro da mesma classificação, mas inferiores relativamente aos obtidos nos restantes meses (Figura 15.). Nos meses em que se registaram temperaturas mais amenas ou inferiores (outono, início

de inverno), verificou-se coexistência de ambos os grupos Crustacea (cladóceros e copépodes), indicando maior riqueza específica.

Relativamente aos organismos da ordem Copepoda, foram os Cyclopoida que mais contribuíram para a abundância relativa registada. Este facto pode ser explicado por serem organismos menos vulneráveis que os organismos Calanoida à predação por peixes planctívoros (Jeppesen *et al.*, 2011; Jeppesen *et al.*, 2000). Também a predação de organismos Cyclopoida pelos Calanoida terá contribuído para a reduzida abundância relativa destes (Jeppesen *et al.*, 2000). Neste período (meses de verão e outono), a predominância de organismos Cyclopoida sobrepõe-se com valores em sólidos dissolvidos totais relativamente elevados e teores em oxigénio dissolvido relativamente baixos (Tabela 7.). A predominância de organismos desta ordem (no outono e início de inverno) coincide com o maior biovolume em diatomáceas (Bacillariophyceae), algas verdes coloniais (Chlorococcales) e Cryptophyceae, nomeadamente do género *Cryptomonas spp.* Estes últimos géneros são referidos por Bellinger & Sigeo (2010) como sendo típicos de massas de água frias, lênticas, em clima temperado, sobrevivendo em condições limitadas de luminosidade, e com grande capacidade de adaptação, tornando-se heterotróficos (fagocitose de material orgânico particulado como fonte de nutrientes – carbono e azoto). Padisák *et al.* (2006) refere a presença e o aumento de produção destes organismos flagelados (*Cryptomonas spp.*) como indicadores de pobre qualidade, num lago da Hungria.

O perfil identificado para a comunidade de zooplâncton não revelou conformidade total com os dados obtidos dos parâmetros físicos e químicos. Ainda assim, pode-se verificar que o zooplâncton (nomeadamente *Bosmina spp.*, Chydoridae e Cyclopoida) demonstrou ser sensível a variações das concentrações em fosfatos e oxigénio dissolvido. De acordo com os resultados obtidos para o elemento fitoplâncton, a análise da comunidade zooplanctónica permitiu concluir que estes organismos poderão ser potenciais indicadores biológicos na avaliação da qualidade da água.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A albufeira de Crestuma-Lever tem vindo a ser alvo de alguns estudos de carácter científico, de forma a perceber e conhecer o funcionamento deste ecossistema aquático. No decorrer do presente estudo foi possível perceber que a albufeira de Crestuma-Lever apresenta uma boa qualidade da água, de acordo com as métricas propostas pela DQA.

Ao longo do ano de amostragem, a comunidade planctónica da albufeira demonstrou seguir um padrão de sazonalidade característico de massas de água de regiões temperadas. Desta análise foi possível concluir que a água da albufeira de Crestuma-Lever se encontra em *Bom Estado* (de acordo com a análise do fitoplâncton), uma vez que o valor de RQE calculado foi superior ao valor que define a fronteira Bom/Razoável, de acordo com a DQA. No que diz respeito aos valores obtidos da análise dos parâmetros físico-químicos, foi possível concluir que concentrações elevadas em fosfatos e em sólidos dissolvidos totais parecem ser os fatores responsáveis pela menor qualidade da água em alguns meses de amostragem.

Em suma, por si só os parâmetros físico-químicos analisados poderão ser redutores e escassos para classificar e avaliar o estado da qualidade de uma massa de água. Para além dos parâmetros físico-químicos analisados, outras variáveis poderão ter contribuído para o perfil identificado da comunidade planctónica, nomeadamente a precipitação, a ação do vento, o clima, a pobre cobertura vegetal ripária, atividades antropogénicas (agricultura intensiva, navegação fluvial, tráfego rodoviário, etc.). No entanto, o elemento biológico fitoplâncton (previsto pelas métricas da DQA), em conjunto com o zooplâncton (possível métrica, complementar, da DQA), apresentam informação importante para um melhor entendimento da variação sazonal que caracteriza a dinâmica destes organismos num ecossistema aquático. Desta forma, será possível prever, com uma matriz de dados integrada e consistente, a evolução do estado trófico de uma massa de água.

Diferentes autores têm vindo a demonstrar que a comunidade zooplanctónica tem revelado ser de extrema importância na abordagem ecológica (Brito *et al.*, 2011; Jeppesen *et al.*, 2011; Jensen *et al.*, 2013) dentro da perspetiva da DQA. Assim, e de acordo com a informação gerada pela presente tese, a sua inclusão como métrica complementar, na avaliação da qualidade da água em sistemas de água doce deverá ser um ponto a considerar pelas entidades responsáveis pela legislação. O zooplâncton, como elo de ligação entre a base da cadeia trófica aquática e os consumidores de níveis

tróficos superiores, constitui um elemento deveras importante no que diz respeito, por exemplo, à reciclagem de nutrientes. Através do zooplâncton, é possível regular e controlar a produtividade primária no ecossistema, e perceber, em conjunto com os parâmetros físico-químicos e características hidromorfológicas do sistema, a tendência do estado trófico dessa massa de água. As três métricas em conjunto (parâmetros físico-químicos, fitoplâncton e zooplâncton) deverão, portanto, permitir uma classificação e avaliação mais precisa do estado de uma massa de água.

Desta forma, este estudo demonstra a importância de incluir o zooplâncton como bioindicador para avaliação da qualidade da água complementando as métricas da DQA. No entanto, mais estudos devem ser realizados para se perceber a influência das condições físico-químicas do ecossistema aquático sobre a dinâmica do zooplâncton. Seria de igual relevo e interesse científico, continuar o estudo da comunidade zooplanctónica em outras vertentes, nomeadamente no tamanho e biomassa dos organismos e ovos como indicador de condições eutróficas e predação por peixes. Por outro lado, o estudo do sedimento poderá também ser importante, visto que este constitui um reservatório de nutrientes e contaminantes, que podem influenciar a qualidade da água através de ressuspensão ou dragagens que por vezes são frequentes nestes sistemas aquáticos.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abrantes, N., Antunes, S.C., Pereira, M.J., Gonçalves, F., 2006. Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal), *Acta Oecologica*, **29**:54-64.
- Amoros, C., 1984. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises crustacés cladocères. *Bulletin de la Société Limnienne de Lyon* **53(3)**:72-107
- Antunes, S.C., Abrantes, N., Gonçalves, F., 2003. Seasonal variation of the abiotic parameters and the cladocerans assemblage of Lake Vela: comparison with previous studies. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, **39**:255-264
- APA (Agência Portuguesa do Ambiente), 2014. (acedido em 13 de agosto: <http://www.apambiente.pt/?ref=16&subref=7&sub2ref=9&sub3ref=833>)
- A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F., 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th Edition. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- Barros, M.C., Mendo, M. J. M., Negrão, F.C.R., 1995. Surface water quality in Portugal during a drought period. *The Science of the Total Environment*, **171**:69-76.
- Beaver, J.R., Miller-Lemke, A.M., Acton, J.K., 1999. Midsummer zooplankton assemblages in four types of wetlands in the Upper Midwest, USA. *Hydrobiologia*, **380**:209-220.
- Bellinger, E.G. & Sigeo, D.C., 2010. Freshwater Algae: identification and use as bioindicators. Wiley-Blackwell, 295 pp.
- Bergkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., McNeely, J., Acreman, M., 2000. Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration. WCD Thematic Review. Environmental Issues II.1, 199 pp.
- Böing, W.J., Wagner, A., Voigt, H., Deppe, T., Benndorf, J., 1998. Phytoplankton responses to grazing by *Daphnia galeata* in the biomanipulated Bautzen reservoir. *Hydrobiologia*, **389**:101-114
- Bordalo, A.A., Teixeira, R., Wiebe, W.J., 2006. A water quality index applied to an international shared river basin: the case of the Douro River. *Environmental management*, **38(6)**:910-920.
- Botelho, R.G., Machado Neto, L., Olinda, R.A.D., Dias, C.T., Tornisielo, V.L., 2012. Water quality assessment in piracicamirim creek upstream and downstream a sugar and

- ethanol industry through toxicity tests with cladocerans. *Brazilian Archives of Biology and Technology: an international journal*, **55**: 631-636
- Brito, S.L., Maia-Barbosa, P.M., Pinto-Coelho, R.M., 2011. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, **16**:253-264
- Brower, J.E., Zar, J.H., von Ende, C.N., 1997. Field and laboratory methods for general ecology. 4th Edition. WCB McGraw-Hill, Boston, USA.
- Cabecinha, E., Cortes, R., Cabral, J.A., Ferreira, T., Lourenço, M., Pardal, M.Â., 2007. Multi-scale approach using phytoplankton as a first step towards the definition of the ecological status of reservoirs. *Ecological Indicators*, **9**:240-255
- Cabecinha, E., Lourenço, M., Moura, J.P., Pardal, M.Â., Cabral, J.A., 2009. A multi-scale approach to modelling spatial and dynamic ecological patterns for reservoir's water quality management. *Ecological Modelling*, **220**:2559-2569.
- Carta Militar de Portugal do Serviço Cartográfico do Exército à escala 1/25000, Folha 134 (Foz do Sousa-Gondomar), Lisboa.
- Catalan, J., Ventura, M., Munné, A., Godé, L., 2003. “Desenvolupament d'un índex integral de qualitat ecològica i regionalització ambiental dels sistemes lacustres de Catalunya”. Agència Catalana del Agua. Barcelona. 177 pp.
- Cortes, R.M.V., 1997. Caracterização físico-química das águas dulciaquícolas. Implicações biológicas, 2^a Edição, Vila Real
- Decisão da Comissão 2008/995/CE de 30 de Outubro. Jornal Oficial da União Europeia. L332/20
- Decreto-Lei nº 45/1994 de 22 de Fevereiro. Diário da República. I Série – A nº 44. Assembleia da República Portuguesa.
- Decreto-Lei nº236/98 de 1 de Agosto. Diário da República. I Série - A, nº 176. Assembleia da República
- Decreto-Lei nº 58/2005 de 29 de Dezembro. Diário da República – I Série – A Nº 249. Assembleia da República
- Decreto-Lei nº77/2006 de 30 de Março. Diário da República – I Série – A Nº 64. Assembleia da República
- Decreto-Lei nº 203/2010 de 24 de Setembro. Diário da República. I Série – nº 187. Assembleia da República

- Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000. Jornal Oficial das Comunidades Europeias de 22 de Dezembro de 2000. Comissão Europeia.
- Douro Valley, (acedido a 20 de agosto de 2014 em: <http://dourovalley.eu/poi?id=6906>)
- EDP (Energias de Portugal), 2014. (acedido em 18 de agosto: http://www.a-nossa-energia.edp.pt/centros_produtores/info_tecnica.php?item_id=20&cp_type=he§ion_type=info_tecnica)
- Esteves, F.D.A., 1988. Fundamentos de limnologia. Interciência do Finep, Rio de Janeiro
- Figueiredo, D.R. de, Reboleira, A.S.S.P., Antunes, S.C., Abrantes, N., Azeiteiro, U., Gonçalves, F., Pereira, M.J., 2006. The effect of environmental parameters and cyanobacterial blooms on phytoplankton dynamics of a Portuguese temperate lake. *Hydrobiologia*, **568**:145-157.
- Forró, L., Korovchinsky, N.M., Kotov, A.A., Petrusek, A., 2008. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater, Freshwater. *Hidrobiologia* **595**:177-184
- Gálvez, J.J.O., 2011. Cartilla Técnica: Ciclo hidrológico. Foro Peruano para el Agua- GWP Perú. Lima, Perú.
- Gayathri, S., Latha, N., Mohan, M.R., 2014. Studies on Population Dynamics and Seasonal Abundance of Zooplankton Community in Doddavoderahalli lake Bangalore. *International Journal of Emerging Trends in Engineering and Development*, **1(4)**:50-55
- Gleick, P.H., 1996. World freshwater resources. Water in Crisis. Oxford University Press. (versão online: <http://www.yemenwater.org/wp-content/uploads/2013/03/Gleick-Peter.-1993.-Water-in-crisis.pdf>)
- Google Earth, (acedido em 19 de agosto de 2014: <http://earth.google.com>)
- Goswami, S.C., Krishnakumari, L., Shrivastava, Y., 2000. Diel variations in zooplankton and their biochemical composition from Vengurla to Ratnagiri, west coast of India. *Indian Journal of Marine Sciences*, **29(3)**:277-280
- Heller, L. & Pádua, V.I., 2006 Abastecimento de água para consumo humano. Universidade Federal de Minas Gerais, 879pp.
- Henriques, A.G., West, C.A., Pio, S.F., 2000. Directiva-Quadro da Água - Um Instrumento Integrador da Política da Água da União Europeia. In: Proceedings do 5º Congresso da Água - A Água e o Desenvolvimento Sustentável: Desafios para o Novo Século. Culturgest, Lisboa, em http://dqa.inag.pt/dqa2002/port/docs_apoio/nacionais.html.

- Hutchins, M.G., 2012. What impact might mitigation of diffuse nitrate pollution have on river water quality in a rural catchment? *Journal of Environmental Management*, **109**:19-26.
- lital, A., Pachel, K., Deelstra, J., 2008. Monitoring of diffuse pollution from agriculture to support implementation of the WFD and the Nitrate Directive in Estonia. *Environmental Science & Policy*, **11**:185-193.
- INAG (Instituto Nacional da Água, I.P.), 2006. Implementação da Directiva Quadro da Água. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional
- INAG (Instituto Nacional da Água, I.P.), 2009a. Critérios para classificação do estado das massas de água superficiais – Rios e Albufeiras. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional
- INAG (Instituto Nacional da Água, I.P.), 2009b. Manual para avaliação da qualidade biológica da água em lagos e albufeiras segundo a Directiva Quadro da Água – Protocolo de amostragem e análise para fitoplâncton. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- INAG (Instituto Nacional da Água, I.P.), 2009c. Tipologia das massas de água fortemente modificadas – Albufeiras em Portugal Continental
- INAG (Instituto da Água, I.P.), 2011. Manual para avaliação da qualidade biológica da água em lagos e albufeiras segundo a Directiva Quadro da Água, Tabela de valores-guia normalizados de biovolume-versão 1.0
- IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera), 2012. Consultado em: <http://www.ipma.pt/pt/oclima/monitorizacao/index.jsp?selTipo=m&selVar=rr&selAna=to&selAno=-1>
- Jensen, T.C., Diamante-Deimantovica, I., Schartau, A.K., Walseng, B., 2013. Cladocerans respond to differences in trophic state in deeper nutrient poor lakes from Southern Norway. *Hydrobiologia*, **715**:101-112.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M, Lauridsen, T.L., Landkildehus, F., 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish Lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, **45**:201-218.
- Jeppesen, E., Nøges, P., Davidson, T.A., Haberman, J., Nøges, T., Blank, K., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L.S., Bjerring, R., Amsinck, S.L., 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including

- zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, **676**:279-297.
- Kasprzak, P., & Koschel, R., 2000. Lake trophic state, community structure and biomass of crustacean plankton. *Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, **27**:773-777.
- Kohlmann, F.J., 2003. What is pH, and how is it measured? A Technical Handbook for Industry. Hach Company
- Lameiro, L.F., 2009. Sedimentação em albufeiras e estudo da possibilidade da utilização dos sedimentos em alimentação artificial de praias. Tese de Mestrado da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 130pp.
- Lopes, M.M.T.S., 2002 Avaliação da Qualidade da Água da Albufeira de Crestuma. Tese de Mestrado da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, 85pp.
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll a and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, **12**:343-346.
- Lund, J.W.G. & Canter-Lund, H., 1995. Freshwater algae. Their microscopic world explored. Biopress Limited, Bristol. 360 pp
- Margalef, R., 1983. Limnología. Ed. Omega, Barcelona. 1010pp
- Melo, G., Morais, M., Sobral, M. do C., Gunkel, G., Carvalho, R., 2012. Influência de variáveis ambientais na comunidade fitoplânctónica nos reservatórios receptores do Projeto de Integração do Rio São Francisco. *Revista Brasileira de Geografia Física* **06**:1300-1396.
- Mendes, B. & Oliveira, J.F.S., 2004. Qualidade da água para consumo humano. Lidel, Edições Técnicas, Lda, Lisboa.
- Monteiro, A.J., 2004. *Eutrofização*. Instituto Superior Técnico, Lisboa. (Disponível online em: <https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/3779571635722/Eutrofiza.pdf>)
- Nisbet, M. & Verneaux, J., 1970. Composants chimiques des eaux courants-discussion et proposition de classes en tant que bases d'interpretation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*. **6(2)**:161-190.
- Noernberg, M.A., Caltabiano, A.C.V., Ferreira, E.M.V.M., Júnior, J.D.C.G., Doria, C.R. da C., 1996. Relação entre profundidade Secchi e fator de refletância da água de ambientes aquáticos lênticos em cachoeira paulista. *VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Salvador, brasil, INPE, 933-939pp.
- Oliver, R.L., & Ganf, G.G., 2002. Freshwater blooms. *In: The ecology of cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. 149-194pp.

- Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I., Soróczki-Pintér, É., 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, **553**:1-14.
- Pereira, D. & Pereira, P., 2005. Geology as background for a top-class geological and cultural heritage in the Douro region (Northern Portugal). Field trip guide book. Universidade do Minho, Braga. 131pp.
- POACL (Plano de Ordenamento da Albufeira de Crestuma-Lever), 2004. Estudo de Base vol. 2 – Caracterização da área de intervenção, 238pp.
- PNCLD (Portuguese National Committee on Large Dams), 1992. Large Dams in Portugal. LNEC, Lisboa. 276pp.
- Quintela, A.C., 1990. Estruturas Hidráulicas, 66pp. (Disponível online em: https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/3779571942296/Folhas_barragens_equipamentos.PDF)
- Rocha, O., Matsumura-Tundisi, T., Espíndola, E.L.G., Rietzler, A.C., 1999. Ecological theory applied to reservoir zooplankton. Theoretical reservoir ecology and its applications. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 457-476pp.
- Sanches, J.F., 2012. O regime jurídico e a gestão das bacias internacionais partilhadas por Portugal e Espanha. A Convenção de Albufeira e as suas implicações. Curso de pós-graduação de actualização em direito da água. Faculdade de Direito de Lisboa, 31pp.
- Sandgren, C.D., 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, 442pp.
- Santos, M.F. & Santos, L.M.A., 2002. Iniciação ao estudo das microalgas. Algoteca do Departamento de Botânica da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal
- Sournia, A., 1978. Phytoplankton manual. Monographs on oceanographic methodology. UNESCO, Paris, 337pp.
- Silva, D.A.A., 2013a. Estudo da contaminação de águas pela extracção mineira de carvão de S. Pedro da Cova. Tese de Mestrado da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Silva, N.L.R.F. da, 2013b. Diretiva Quadro da Água vs. Funcionamento do Ecossistema: Exemplo da Barragem de Crestuma-Lever. Tese de Mestrado da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

- Silva, N.R.S. da, 2006. Microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) de rios temporários da bacia do rio Jequiezinho (Bahia). Tese de Mestrado da Universidade Estadual de Santa Cruz Bahia
- Tendulkar, S.S., 2000. Studies on the Role of Physico- Chemical factors on microfauna with special Reference to Zooplankton in Bay of Bengal and in and around Andaman Sea., Zoology, Tese de Mestrado da Goa University.
- USGS (United States Geological Survey), 2014 (acedido a 22 de agosto de 2014, em: <http://www.usgs.gov/>)
- Vinten, A.J.A., Martin-Ortega, J., Glenk, K., Booth, P., Balana, B.B., MacLeod, M., Lago, M., Moran, D., Jones, M., 2012. Application of the WFD cost proportionality principle to diffuse pollution mitigation: A case study for Scottish Lochs. *Journal of Environmental Management*, **97**:28-37.
- Wetzel, R.G., 1993. Limnologia. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 919pp.
- Wetzel, R.G. & likens, G. E., 2000. Limnological Analyses, New York, Springer-Verlag, 429pp.
- Williamson, C.E., Morris, D.P., Pace, M.L., Olson, O.G., 1999. Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: resurrection of a more integrated paradigm. *Limnology and Oceanography*. **44**:795-803.
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L., Alley, W.M., 1998. Ground water and surface water: A single resource. Denver, Colorado. (versão online: <http://pubs.usgs.gov/circ/circ1139/pdf/circ1139.pdf>)